

Operação de *wetlands* construídos para desaguamento de lodo com recirculação: características dos efluentes produzidos.

Camila Haiml

Orientador: Prof^a. Dr^a Maria Elisa Magri

2014/1



Universidade Federal de Santa Catarina
Centro Tecnológico
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental

**OPERAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA DESA-
GUAMENTO DE LODO COM RECIRCULAÇÃO: CARACTE-
RÍSTICAS DOS EFLUENTES PRODUZIDOS.**

CAMILA HAIML

Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para a Con-
clusão do Curso de Graduação em En-
genharia Sanitária e Ambiental.
Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Maria Elisa
Magri

Maria Elisa Magri



Florianópolis, SC
2014

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Haiml, Camila

Operação de wetlands construídos para desaguamento de lodo com recirculação: características dos efluentes produzidos. / Camila Haiml ; orientadora, Maria Elisa Magri - Florianópolis, SC, 2014.
96 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. I. Magri, Maria Elisa. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

OPERAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA DESAGUAMENTO DE
LODO COM RECIRCULAÇÃO: CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES PRO-
DUZIDOS.

CAMILA HAIML

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte
dos requisitos para Conclusão do Curso de Graduação
em Engenharia Sanitária e Ambiental – TCC II

BANCA EXAMINADORA:



Prof.ª Dr.ª Maria Elisa Magr
(Orientador)



Eng.ª Silvia Käfer
(Membro da Banca)



Eng.ª Fabiana Valois Thiesen
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
JULHO/2014



Dedico este trabalho aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais que me deram toda a oportunidade e segurança que precisei para chegar onde estou.

Ao meu grande companheiro e namorado que sempre estive ao meu lado e deu-me muito incentivo para tornar-me quem sou hoje.

Aos meus colegas e amigos, especialmente Willian, Eduardo, Alice e Ana Clara, pois sempre estiveram por perto e tornaram o tempo de faculdade mais prazeroso.

À minha grande e fiel amiga Laura Cecília que sempre estive disposta a ajudar-me e, em nenhum momento soube dizer-me não, e talvez por isto até depois de formada precisou auxiliar-me no TCC, fazendo isto muito bem.

À minha orientadora Maria Elisa Magri que sempre estive disposta e muito paciente em auxiliar cada etapa deste trabalho. Agradeço toda a sabedoria que me passou ao longo dos anos.

Aos grandes colegas de trabalho e amigos do GESAD que me trouxeram muito conhecimento ao longo do curso.

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, assim como para minha formação.

Aos mestres do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, pois sem eles eu não teria todo o conhecimento que tenho para poder exercer, enfim, a profissão que me conquistou.

RESUMO

Um grande problema que o setor de saneamento enfrenta são as formas de gerenciamento dos resíduos gerados nos processos de tratamento de esgotos. Investimentos vêm crescendo cada vez mais para a ampliação destes serviços. Como reflexo desta ampliação, um volume crescente de resíduos de complexa composição tem aumentado, e com isto as formas problemáticas de disposição. O lodo, resíduo gerado no tratamento de efluentes, possui características maléficas, como organismos patogênicos, capazes de causar doenças ao homem, mas também possui em sua constituição elementos de grande valor, possibilitando seu uso em diversos processos como os agrícolas. Esta pesquisa teve como objetivo a caracterização dos efluentes produzidos a partir do desaguamento de lodo anaeróbio em wetlands construídos operados com recirculação. O trabalho foi realizado a partir de pesquisa bibliográfica, operação dos sistemas wetlands construídos e análise dos efluentes gerados. Caracterizou-se qualitativamente o lodo anaeróbio oriundo de tanque séptico e avaliou-se os efluentes gerados em três wetlands construídos para desaguamento deste lodo, cada um plantado com um tipo de macrófita diferente: *Zizania bonariensis* (Junco), *Cyperus papyrus* (Papiro) e *Typha* spp (Taboa). Para a análise do resultado da recirculação e seus benefícios, comparou-se o líquido percolado 1 (proveniente do primeiro desaguamento do lodo) com o líquido percolado 2 (proveniente da recirculação do líquido percolado 1) oriundos de cada wetland. Observa-se que, mesmo com alta eficiência de remoção dos diversos parâmetros do lodo para o percolado 1, a recirculação promoveu uma diminuição adicional da carga orgânica. Constata-se, portanto, que a recirculação promoveu um tratamento extra do efluente gerado da percolação do lodo, gerando um efluente mais seguro para ser descartado no meio ambiente.

Palavras-chave: Saneamento Descentralizado, *Zizania bonariensis*, *Cyperus papyrus*, *Typha* spp, Wetlands construídos, Tratamento de lodo, Recirculação.

ABSTRACT

A major problem that faces the sanitation sector are the ways of managing waste generated in the wastewater treatment. Investments have been growing increasingly to expand these services. Reflecting this expansion, an increasing amount of complex composition of waste has increased, and with it the problematic forms of disposal. The sludge, waste generated in wastewater treatment, has bad characteristics, such as pathogenic organisms that can cause disease to humans, but also has in its constitution, elements of great value, enabling its use in various processes such as agricultural. This study aimed to characterize the effluent produced from the dewatering of anaerobic sludge in constructed wetlands operated with recirculation. The study was conducted from literature, operating systems and analysis of effluents from constructed wetlands. Anaerobic sludge originating from septic tank was qualitatively characterized and the effluents generated in the three constructed wetlands for sludge dewatering were evaluated, each one planted with a different kind of macrophyte: *Zizania bonariensis* (Reed), *Cyperus papyrus* (Papyrus) and *Typha* spp (Cattail). To analyze the result of recirculation and its benefits, the effluents 1 were compared with effluents 2 coming from each wetland. It is observed that, even though there was a high removal efficiency of the various parameters of the sludge to effluent 1, recirculation has promoted an additional reduction of the organic load. It was found, therefore, that the recirculation promoted an extra treatment of the effluent percolating sludge, generating a safer effluent for disposal in the environment.

Keywords: Decentralized Sanitation, *Zizania bonariensis*, *Cyperus papyrus*, *Typha* spp, Constructed wetlands, Sludge treatment, Recirculation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática do funcionamento de um tanque séptico.	28
Figura 2 - Sistema de Escoamento Superficial.....	36
Figura 3 - Sistema de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal.....	38
Figura 4 - Sistema de escoamento sub-superficial de fluxo vertical.....	38
Figura 5 - Centro de Treinamento da EPAGRI, no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.....	45
Figura 6 - Centro de Treinamento da EPAGRI – Vista Aérea.....	46
Figura 7 - Sistema composto pelos três wetlands plantados.....	46
Figura 8 - Sistema de coleta do efluente, wetland sem planta.....	47
Figura 9 - Esquema dos wetlands pilotos para desaguamento do lodo.....	48
Figura 10 - Wetland com Junco, Papyrus e Taboa, respectivamente.....	49
Figura 11 - Bomba submersível artesanal.....	50
Figura 12 - Representação esquemática do sistema.....	51
Figura 13 - Alcalinidade total do lodo bruto no período de condução do experimento.....	60
Figura 14 - Alcalinidade nos três wetlands no período de condução do experimento.....	60
Figura 15 - Comportamento do pH no lodo bruto no período de condução do experimento.....	61
Figura 16 - Comportamento do pH nos três wetlands no período de condução do experimento.....	61
Figura 17 - Concentração de Sólidos Totais no lodo bruto no período de condução do experimento.....	63
Figura 18 - Concentração de Sólidos Totais nos três wetlands no período de condução do experimento.....	63
Figura 19 - Concentração de Sólidos Suspensos dos três wetlands no período de condução do experimento.....	64
Figura 20 - Concentração de DQO no lodo bruto no período de condução do experimento.....	65
Figura 21 - Concentração de DQO nos três wetlands no período de condução do experimento.....	65
Figura 22 - Concentração de Amônia no lodo bruto no período de condução do experimento.....	66
Figura 23 - Concentração de Amônia nos três wetlands no período de condução do experimento.....	67
Figura 24 - Concentração de Nitrito no lodo bruto no período de condução do experimento.....	69
Figura 25 - Concentração de Nitrito nos três wetlands no período de condução do experimento.....	70
Figura 26 - Concentração de Nitrato no lodo bruto no período de condução do experimento.....	71

Figura 27 - Concentração de Nitrato nos três wetlands no período de condução do experimento.	71
Figura 28 - Concentração de Ortofosfato no lodo bruto no período de condução do experimento.	72
Figura 29 - Concentração de Ortofosfato nos três wetlands no período de condução do experimento.	73
Figura 30 - Comportamento do pH nos três wetlands no período de condução do experimento.	80
Figura 31 - Comportamento da alcalinidade total nos três wetlands no período de condução do experimento.	80
Figura 32 - Concentração de Sólidos Totais nos três wetlands no período de condução do experimento.	81
Figura 33 - Concentração de Sólidos Suspensos nos três wetlands no período de condução do experimento.	82
Figura 34 - Concentração de DQO nos três wetlands no período de condução do experimento.	83
Figura 35 - Concentração de Amônia nos três wetlands no período de condução do experimento.	84
Figura 36 - Concentração de Nitrito nos três wetlands no período de condução do experimento.	85
Figura 37 - Concentração de Nitrato nos três wetlands no período de condução do experimento.	85
Figura 38 - Concentração de Ortofosfato nos três wetlands no período de condução do experimento.	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização de Resíduos de Tanque Séptico no Brasil e no mundo	30
Tabela 2 - Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo.	33
Tabela 3 - Parâmetros adotados para a construção dos wetlands.	49
Tabela 4 - Parâmetros, metodologias aplicadas e equipamentos utilizados.	52
Tabela 5 - Caracterização do Lodo Bruto.	53
Tabela 6 - pH Percolado1	55
Tabela 7 - Alcalinidade Percolado1	55
Tabela 8- DQO Percolado 1	55
Tabela 9 - Nitrogênio Amoniacal Percolado 1	56
Tabela 10 - Nitrito Percolado 1	56
Tabela 11 - Nitrato Percolado 1	56
Tabela 12 - Ortofosfato Percolado 1	57
Tabela 13 - Sólidos Totais Percolado 1 (Junco).....	57
Tabela 14 - Sólidos Totais Percolado 1 (Papius).....	57
Tabela 15 - Sólidos Totais Percolado 1 (Taboa)	58
Tabela 16 - Sólidos Suspensos Percolado 1	58
Tabela 17 - Comparação entre valores médios obtidos - Percolado 1e Lodo Bruto	58
Tabela 18 - pH Percolado 2	74
Tabela 19 - Alcalinidade Percolado 2	74
Tabela 20 - DQO Percolado 2	74
Tabela 21 - Nitrogênio Amoniacal Percolado 2.....	75
Tabela 22 - Nitrito Percolado 2.....	75
Tabela 23 - Nitrato Percolado 2	75
Tabela 24 - OrtofosfatoPercolado 2	75
Tabela 25 - Sólidos Totais Percolado 2 Junco	76
Tabela 26 - Sólidos Totais Percolado 2 Papius.....	76
Tabela 27 - Sólidos Totais Percolado 2 Taboa.....	76
Tabela 28 - Sólidos Suspensos Percolado 2	77
Tabela 29 - Comparação Junco Percolado1 e Percolado 2	77
Tabela 30 - Comparação Papius Percolado1 e Percolado 2	78
Tabela 31 - Comparação Taboa Percolado1 e Percolado 2	79
Tabela 32 - VMP em Legislação.....	88

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	Objetivo Geral.....	23
1.1.2	Objetivos Específicos	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
2.1	LODO	25
2.2	TANQUES SÉPTICOS.....	26
2.2.1	Lodo Séptico	28
2.3	TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO	33
2.4	WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	35
2.4.1	Funcionamento dos Wetlands Construídos	36
2.5	WETLANDS CONSTRUÍDOS - TRATAMENTO DE LODO....	39
3	MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1	LOCAL DA PESQUISA	45
3.2	DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LODO IMPLANTADO.....	47
3.3	OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DO SISTEMA	49
3.4	ANÁLISES LABORATORIAIS	51
4	RESULTADOS	53
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO LODO BRUTO	53
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO LÍQUIDO PERCOLADO1	54
4.2.1	pH.....	55
4.2.2	Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	55
4.2.3	DQO (mg.L ⁻¹).....	55
4.2.4	Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	56
4.2.5	Nitrito (mg.L ⁻¹)	56
4.2.6	Nitrato (mg.L ⁻¹)	56
4.2.7	Ortofosfato (mg.L ⁻¹).....	57
4.2.8	Sólidos Totais (mg.L ⁻¹).....	57
4.2.9	Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	58
4.3	CARACTERIZAÇÃO DO LÍQUIDO PERCOLADO 2	73
4.3.1	pH.....	74
4.3.2	Alcalinidade.....	74
4.3.3	DQO	74

4.3.4	Nitrogênio Amoniacal.....	74
4.3.5	Nitrito.....	75
4.3.6	Nitrato.....	75
4.3.7	Ortofosfato	75
4.3.8	Sólidos Totais	76
4.3.9	Sólidos Suspensos	77
4.4	COMPARAÇÃO DE WETLANDS PLANTADOS COM JUNCO, PAPIRUS E TABOA.....	87
4.5	AVALIAÇÃO DO PERCOLADO 2 COM OS VALORES PERMITIDOS PELAS LEGISLAÇÕES NACIONAIS E ESTADUAIS ..	87
5	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	89
	REFERÊNCIAS	91

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de lodo de Estações de Tratamento de Esgotos vem ganhando cada vez mais expressão no Brasil, pelo aumento do número de estações de tratamento e a necessidade de se atender às exigências ambientais. O aumento na produção de lodo, em nosso país, acompanha a expansão dos serviços de coleta e tratamento dos esgotos sanitários. Essa crescente produção tem levado ao desenvolvimento de novos processos, atendendo assim aos requisitos ambientais, de segurança e saúde pública, cada vez mais restritivos (PROSAB, 2006).

O lodo gerado em sistemas de tratamento de águas residuárias (particularmente sistemas de tratamento de esgoto sanitário) pode exibir aspectos indesejáveis, como instabilidade biológica e uma grande variedade de vírus, bactérias e parasitas que constituem uma ameaça para a saúde pública. O termo “lodo” é utilizado para designar os subprodutos sólidos do tratamento de esgotos. Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana, composta principalmente de sólidos biológicos, e por isto também denominado de biossólido. Para que este termo possa ser adotado é necessário que suas características químicas e biológicas sejam compatíveis com uma utilização produtiva, como, por exemplo, na agricultura. O termo “biossólido” ressalta os aspectos benéficos do lodo, valorizando a utilização produtiva, ao invés da mera disposição final improdutiva, por meio de aterros, disposição superficial no solo ou incineração (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Percebe-se que embora o lodo represente apenas de 1% a 2% do volume do esgoto tratado, o seu gerenciamento é bastante complexo e tem um custo geralmente entre 20% a 60% do total gasto com a operação de uma estação de tratamento de esgoto. Além da sua importância econômica, a destinação final do lodo é uma operação bastante complexa, pois muitas vezes ultrapassa os limites da estação de tratamento. (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Apesar de investimentos para criação de estações de tratamento de esgoto, o Brasil ainda apresenta carências no saneamento básico, seja por questões de infraestrutura ou por questões políticas. Segundo dados do SNIS (2010), a porcentagem de atendimento por esgoto, em todo o Brasil, é de 46,2%. Devido ao baixo índice de coleta e tem crescido a utilização de sistemas individuais, sendo o principal o uso de tanques sépticos. De acordo com dados do IBGE (2008), o total de

pessoas atendidas por sistemas individuais, tipo tanques sépticos, em âmbito nacional é de 22%.

O sistema pesquisado neste trabalho é constituído de um tanque séptico, onde é feito o tratamento anaeróbio de esgotos, ou seja - sem utilização de oxigênio pelas bactérias decompositoras e um wetland construído para o tratamento do lodo acumulado no mesmo.

Para um melhor entendimento, wetlands (ou zonas úmidas) são ambientes naturais de depuração de águas residuárias. O maior exemplo que temos para este sistema são os mangues, que apesar de ser dada pouca atenção para os mesmos, são regiões fundamentais no cenário ambiental na autodepuração das águas, entre outros aspectos. wetlands construídos, portanto, tendem a simular estes ambientes naturais para tratamento de águas residuárias.

A inovação desta pesquisa é que não se irá tratar apenas o efluente líquido dos tanques sépticos, mas o próprio efluente sólido (lodo) que se acumula por decantação nos tanques, e realizar a recirculação do percolado gerado para dentro do mesmo sistema. Este lodo é a parte do esgoto que contem a maior carga orgânica, nutrientes e patógenos.

A possibilidade de reuso do lodo é um novo enfoque dos resíduos que são, na maioria das vezes, dispensados em aterros, e neste caso pesquisado, pode-se trata-lo e reutiliza-lo na agricultura pelo desaguamento do mesmo nos wetlands construídos, tendo, contudo um tratamento de desinfecção após o desaguamento. Segundo Nielsen (2003) na superfície do wetland acumula-se o lodo que está sendo desaguado, e pelo constante recebimento de luz solar juntamente com a ação das plantas – transpiração, criação de canais de drenagem nas camadas do lodo pela movimentação dos caules e raízes, o mesmo perde muita água, mineralizando-se e diminuindo de volume, e após análises específicas verifica-se a sua aplicabilidade na agricultura, comparando-se os valores encontrados na pesquisa com os estabelecidos pelas legislações vigentes.

A aplicação deste sistema estudado é focada para regiões rurais ou zonas com baixa densidade populacional que não são atendidas por rede centralizada de coleta de esgoto e que tenham grandes áreas disponíveis para implantação. Contudo, este tipo de sistema apresenta um grande potencial para tratamento não apenas de lodos originados de tanques sépticos, mas estender-se a lodos que venham de outros sistemas anaeróbios ou aeróbios utilizados em grandes ou pequenas estações de tratamento de esgotos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral a caracterização dos efluentes produzidos a partir do desaguamento de lodo anaeróbio em wetlands construídos operados com recirculação.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar qualitativamente o lodo anaeróbio produzido em tanque séptico;
- Avaliar os efluentes (líquidos percolados 1) gerados a partir do desaguamento de lodo anaeróbio em três wetlands construídos plantados com diferentes espécies de macrófitas;
- Avaliar os efluentes (líquidos percolados 2) gerados a partir da recirculação dos líquidos percolados 1 em seus respectivos wetlands construídos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica é onde o autor apóia as suas ideias por forma de conhecimentos já estabelecidos de outros autores, trazendo uma contextualização ao trabalho. Isto significa que existem linhas de pensamento que convergem e compartilham um conhecimento comum, servindo como base para discussão do assunto a ser tratado.

Neste capítulo encontram-se fundamentados: Lodo, Tanques Sépticos, Lodo Séptico, Disposição Final de Lodo e wetlands construídos.

2.1 LODO

Um grande problema que o setor de saneamento enfrenta hoje em dia são as formas de gerenciamento dos resíduos gerados nos processos de tratamento de esgotos. Investimentos vêm crescendo cada vez mais para a ampliação dos serviços de tratamento de esgotos como os de água também. Como reflexo desta ampliação, um volume crescente de resíduos de complexa composição tem aumentado, e com isto as formas problemáticas de disposição.

O lodo, proveniente das estações de tratamento de esgotos, destacam-se como mais críticos em função da grande quantidade gerada e dos custos elevados para o seu gerenciamento (processamento e disposição final) (ANDREOLI, et al., 2006). Os sistemas de tratamento de lodos de esgotos objetivam reduzir os teores de água e as concentrações de material orgânico biodegradável e de microorganismos patogênicos, visando à produção de um material sólido e estável, que possa ser manipulado e transportado de modo fácil e a baixo custo.

As características do lodo são dependentes da composição do esgoto bruto e do tipo de sistema utilizado no seu tratamento. De uma forma geral, os processos anaeróbios costumam produzir menor volume de lodo em relação aos processos aeróbios, além de lodo mais estabilizado, o que facilita as operações de tratamento.

Como característica marcante dos lodos de esgotos, podemos citar os seguintes componentes indesejáveis: metais pesados, poluentes orgânicos e inorgânicos e microrganismos patogênicos. A presença destes compostos no lodo, entretanto, é muito variável, pois está ligada às características do esgoto bruto e do sistema de tratamento. Percebe-se que o esgoto produzido por uma população saudável conterá uma quantidade de patógenos muito menor que de uma população doente.

Outro ponto é que o esgoto produzido por residências possui uma quantidade de metais pesados baixíssima, esta presença de contaminantes químicos está ligada ao recebimento de efluentes industriais na rede coletora de esgotos. Este aspecto é relevante para um bom gerenciamento do lodo gerado e de sua disposição final.

No caso do Brasil, é importante ressaltar, que a NBR 9800 (Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário) tem por objetivo garantir apenas a segurança e o bom funcionamento da rede coletora e da estação de tratamento de esgoto, não levando em consideração a qualidade do lodo gerado.

Deve-se observar que são aceitáveis apenas para a reciclagem agrícola, os lodos que não causem riscos ambientais e sanitários para o solo, produtos agrícolas, saúde humana e o meio ambiente. Quanto à remoção de patógenos há várias alternativas de desinfecção do lodo, mas quanto aos metais pesados e poluentes orgânicos os processos possuem um custo muito elevado, inviabilizando o tratamento. Sendo assim, o melhor a fazer é prevenir a contaminação do lodo.

Os microorganismos encontrados no lodo podem ser saprófitas, comensais, simbioses ou parasitos. Apenas a última categoria é patogênica e capaz de causar doença no homem e nos animais. Os organismos patogênicos presentes no lodo são: helmintos, protozoários, fungos, vírus e bactérias. A origem destes agentes patogênicos pode ser de procedência humana, refletindo o nível de saúde da população atendida e as condições de saneamento básico da região (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

Além das características maléficas do lodo, ele também apresenta em sua constituição elementos de grande valor possibilitando seu uso como insumo de diversos processos, como os agrícolas. No lodo de esgoto podem ser citados os nutrientes que são elementos essenciais para o desenvolvimento das plantas, e a matéria orgânica fundamental para a sustentabilidade dos solos.

Os processos de tratamento de lodo visam normalmente reduzir o teor de material orgânico biodegradável, a concentração de organismos patogênicos e o teor de água para que se obtenha um material sólido e estável.

2.2 TANQUES SÉPTICOS

O mais antigo sistema de pré-tratamento, ou tratamento a montante, utilizado e conhecido no mundo todo é o tanque séptico. Seu

precursor foi a fossa Mouras desenvolvida por Jean Louis Mouras em 1872, na França, cujo princípio era um tanque no qual mecanismos anaeróbios degradavam a matéria orgânica. Em 1865 na Inglaterra, D. Cameron patenteou um sistema similar o qual foi denominado tanque séptico; explica-se que o termo séptico referia-se à bactéria no sentido de designar um sistema bacteriano. Em 1906, na Alemanha, Karl Imhoff adicionou uma câmara separando os fenômenos da decantação dos da digestão; seu sistema foi um sucesso e é conhecido até hoje como tanque Imhoff. O tanque séptico, dado sua simplicidade construtiva e operacional, é o sistema mais utilizado para o pré-tratamento de esgotos em áreas não servidas por sistemas coletores.

De modo geral as instalações de saneamento descentralizado utilizam o tanque séptico como pré-tratamento dos efluentes. O tanque séptico tem dois papéis principais:

- Retenção da matéria sólida (os sólidos em suspensão): são fenômenos hidráulicos que intervêm neste processo (decantação);
- A liquefação do lodo produzido por acumulação da matéria sólida; nesta etapa são fenômenos biológicos que comandam a liquefação (digestão anaeróbia) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A aplicação em maior escala do tanque séptico no Brasil se deu a partir da construção de um grande tanque, de uso coletivo, na cidade de Campinas (SP) em 1982, visando o tratamento de esgotos urbanos. No entanto, os tanques sépticos começaram a ser difundidos amplamente a partir da década de 30 (PROSAB, 1999).

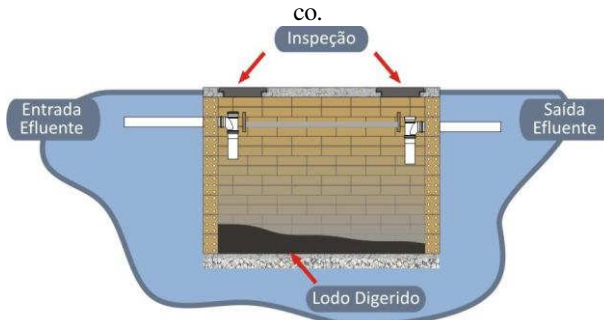
O tanque séptico constitui-se de uma câmara fechada destinada a reter o esgoto doméstico por um determinado período de tempo, de forma a permitir a decantação e transformação dos sólidos contidos no esgoto em substâncias mais simples e estáveis (Figura 1).

Devido à baixa velocidade de escoamento, os sólidos suspensos e os sedimentáveis presentes no esgoto sedimentam no fundo onde sofrem digestão anaeróbia. O aumento dos resíduos desta digestão e a velocidade em que esse processo ocorre regulam a taxa de acumulação, a qual determinará a frequência de limpeza do tanque séptico (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O líquido clarificado, por sua vez, denominado efluente primário, sai do sistema carreando os sólidos dissolvidos e os sólidos que não sedimentaram (AISSE, 2000), sendo necessário um tratamento complementar antes de seu lançamento no solo ou em um corpo d'água. Segundo Andrade Neto et al. (1997) os tanques sépticos são mais que um decantador e digestor associados, pois possuem um tem-

po de retenção hidráulica maior que os decantadores convencionais, permitindo que o lodo digerido se acumule no fundo por um longo período de tempo.

Figura 1 - Representação esquemática do funcionamento de um tanque séptico.



Fonte: PHILIPPI et al, 2011.

De acordo com Andrade Netto (1997), o funcionamento de um tanque séptico se resume em três etapas:

Retenção: o esgoto é retido no tanque por um período estipulado que pode variar de 12 a 24 horas,

Decantação: sedimentação de 60% a 70% dos sólidos em suspensão, formando-se o lodo. Parte dos sólidos não decantados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases são retidos na superfície do líquido, denominado espuma;

Digestão: o lodo e a espuma são digeridos por bactérias anaeróbias, provocando a destruição parcial dos organismos patogênicos.

Neste processo atuam microrganismos heterotróficos estritamente anaeróbios ou facultativos. A digestão anaeróbia possui uma complexa e delicada relação entre os microrganismos responsáveis por esta conversão, onde cada grupo possui um papel específico (CHERNICHARO, 1997).

2.2.1 Lodo Séptico

A USEPA (2003) define lodo séptico como o material líquido ou sólido removido de tanques sépticos, banheiros químicos ou sistema similar que receba somente esgoto sanitário. É composto na sua maior parte por água, esgoto, material orgânico e inorgânico. O que diferencia os resíduos sépticos não é o tipo de estabelecimento (co-

mércio ou indústria) que o gera e sim o tipo de esgoto que está sendo lançado no tanque séptico.

O lodo retirado de tanques sépticos possui características extremamente variadas. A parcela de matéria orgânica não estabilizada presente no lodo séptico confere a esse tipo de resíduo um potencial de poluição elevado, ao mesmo tempo em que contribui para a geração de odores desagradáveis e para atratividade de vetores (ANDREOLI, et al. 2009). Esta heterogeneidade é uma das características dos lodos de tanques sépticos, provavelmente devido ao tempo em que este permanece nos sistemas, bem como a frequência de limpeza dos mesmos.

Na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos por vários estudos que avaliaram as características de lodos derivados de tanques sépticos.

Tabela 1 - Caracterização de Resíduos de Tanque Séptico no Brasil e no mundo

	Referências	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Óleos e Graxas (mg/L)
	Kolegaetal (1977)	22.400	-	2.350	1.819	4.794	26.162	-	72	-	-
	Segall, Ott e Moeller (1979)	11.600	8.170	9.500	7.650	5.890	19.500	410	100	190	-
	Rubin (1991)	15.000 - 17.500	-	-	-	-	9.900	-	-	-	-
	USEPA (1994)	34.106	23.100	12.862	9.027	6.480	31.900	588	97	210	5.600
Strauss (1995)	EUA	40.000	25.000	15.000	-	7.000	15.000	700	150	250	-
	Jordânia	-	-	2.600	-	1.600	5.750	-	-	-	-
	Indonésia	47.000	-	-	-	-	24.400	644	-	54	-
	Tailândia	15.000 - 25.000	-	-	-	2.500- 3.000	11.000- 51.000	280- 1.500	-	-	-

	Referências	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Óleos e Graças (mg/L)
	Filipinas	31.000	19.000	-	-	5.500	12.800	-	209	-	-
	Noruega	54.000	31.600	45.000	-	10.300	42.550	793	113	171	-
	Gana	-	-	-	-	680	8.100	-	-	-	-
	Polprasert (1996)	34.106	23.100	12.862	-	6.480	31.900	588	97	210	-
	Koottatepetal (2007)	19.000	13.500	15.000	-	2.800	17.000	1.000	350	-	-
	Lens, Zeeman e Lettinga (2001)	-	-	7.000-100.000	-	2.000-30.000	6.000-90.000	200-1.500	50-150	40-300	
	Ingallinella-etal (2002)	-	-	10.644	5.105	1.189	5.918	215	152	39	-
	Ait (2003)	15.647	11.476	12.898	-	2.609	16.003	1.002	396	863	-
	Met-calf&Eddy (1995)	40.000	-	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531
	Meneses etal	12.880	3.518	7.091	2.246	2.434	6.895	120	89	18	531

Referências (2006)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Totais Voláteis (mg/L)	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	Amônia (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Óleos e Graxas (mg/L)
Cassini(2003)	9.550	6.172	6.896	5.019	2.808	10.383	-	116	45	1.588
Rocha e Sant'anna (2005)	1.631	-	492	-	2.829	7.912	-	768	112	971
Leite et al (2006)	9.267	4.868	-	-	1.863	9.419	-	-	-	588
Tachini, Belli Filho e Pinheiro (2006)	49.593	29.685	37.731	-	11.424	23.835	-	-	-	-
Belli Filho et al (2007)	7.186	3.413	2.064	1.087	1.890	6.199	-	58	90	327

Fonte: ANDREOLI, 2009 - PROSAB, 6.

2.3 TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL DE LODO

A busca de alternativas viáveis para a disposição final do lodo de esgoto enquadra-se na preocupação mundial definida pela Agenda 21, referente à gestão adequada de resíduos, baseada nos seguintes princípios: para todos os resíduos devem ser buscados os meios de minimização da produção, maximização do reuso e da reciclagem e a promoção da disposição e tratamento ambientalmente adequados.

No processo de disposição final de resíduos, a avaliação dos riscos e impactos ambientais decorrentes da prática a ser adotada é necessária para a garantia da saúde humana e do meio ambiente, procurando-se alternativas de controle para os impactos negativos e mecanismos de valorização dos impactos positivos.

Para que o lodo possa ser disposto no meio ambiente de forma adequada, o mesmo precisa passar por processos de estabilização da fração biodegradável da matéria orgânica, processos de remoção da umidade (desaguamento) e com isso redução de volume e um processo de higienização com vistas à redução de sua patogenicidade. Na Tabela 2 são apresentados os principais métodos adotados para estabilização, desaguamento e higienização do lodo.

Tabela 2 - Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo.

PROCESSO	PROCESSO DE TRATAMENTO	
Estabilização - Biológica/Química/Térmica	Digestão Anaeróbia	
	Digestão Aeróbia	
	Tratamento Químico (Alcalinização)	
	Compostagem	
	Secagem Térmica	
Remoção de Umidade	Adensamento	Gravidade
		Flotação por ar dissolvido
		Centrífuga
	Desaguamento	Leitos de Secagem
		Lagoas de Lodo
		Centrífugas
		Filtros a vácuo
		Prensas desaguadoras

PROCESSO	PROCESSO DE TRATAMENTO	
		Filtros prensa
Higienização	Secagem Térmica	
	Compostagem	
	Caleção	
	Pasteurização	
	Digestão Aeróbia Autotérmica	
	Incineração	
	Oxidação úmida	

Fonte: Adaptado de ANDREOLI, VON SPERLING e FERNANDES, 2001.

O tratamento de lodo e seu posterior manejo e disposição são hoje uma das maiores preocupações no tratamento de águas residuárias. Os processos básicos para o tratamento do lodo incluem: estabilização, condicionamento, desaguamento, secagem e redução. O desaguamento é um processo comum que pode ocorrer naturalmente ou mecanicamente. Técnicas de desaguamento mecânico incluem filtros a vácuo, filtro prensa, centrífugas. Já o desaguamento natural é um dos processos mais antigos usados para tratar lodos. Os métodos disponíveis incluem lagoas de lodo, leitos de secagem de areia, desidratação por congelamento (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2011).

Leitos de secagem de areia tem sido o método tradicional de desidratação de lodos em pequenas estações de tratamento de águas residuais, enquanto o uso de wetlands construídos – Constructed Wetlands (CW) para desidratação de lodos tem aumentado ao longo dos últimos 15 anos. A combinação destes leitos de secagem de areia com wetlands construídos de fluxo vertical levou ao chamado Sludge Drying Reed Bed Systems (SDRB) – Sistemas de Lodo de Secagem com Macrófitas (MELIDIS et al., 2009). Embora wetlands construídos de Fluxo Vertical tenham sido empregados para o tratamento de águas residuais durante vários anos, os sistemas de desidratação de lodos são muito menos numerosos. É apenas durante os últimos anos que um crescente interesse surgiu sobre os SDRBs por meio de pesquisa científica publicada, sendo que a maior parte da experiência em grande escala em SDRBs vem da Dinamarca (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2011).

Percebe-se a existência de várias alternativas para o tratamento do lodo gerado em sistemas centralizados. No entanto, até recentemente, pouca atenção tinha sido dada para o tratamento e disposição final de

lodo de sistemas simplificados. Geralmente, nestes sistemas, o proprietário na tentativa de reduzir custos, realiza a limpeza do tanque séptico lançando de forma indevida o lodo em corpos d'água, terrenos abandonados e lixões (PEREIRA et al., 2009).

Neste contexto problemático de sistemas individuais, ou, de lodos gerados em sistemas anaeróbios, apresenta-se a utilização de wetlands construídos para desaguamento/desidratação e mineralização do lodo anaeróbio.

2.4 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Antes de abordar os wetlands construídos, um pouco de história dos wetlands naturais: De acordo com Kadlec e Wallace (2008), os wetlands naturais eram utilizados como um lugar prático e conveniente para a disposição de águas residuárias, desde que estas eram coletadas (em alguns lugares há mais de 100 anos). Um exemplo prático disto foi na América do Norte no Great Meadows Natural Wetland em Lexington, Massachussets, este local começou recebendo águas residuárias em 1912, e o Brillion Marsch em Wisconsin que recebeu descargas de efluentes municipais desde 1923, entre outros casos. Já os wetlands construídos com este propósito de tratamento só começaram a surgir por volta de 1952, na Alemanha, em pesquisas conduzidas no Max Planck Institute.

Os filtros plantados com macrófitas ou também chamados na literatura internacional de Constructed Wetlands (CW) são sistemas de tratamento de efluentes onde a presença de matéria orgânica, material filtrante e microorganismos permitem a ciclagem de nutrientes resultando na degradação da matéria orgânica, na transformação de compostos nitrogenados por meio da nitrificação e desnitrificação do efluente bem como produção de biomassa. Dependendo do tipo da construção dos wetlands, ambientes aeróbios e ou anaeróbios são estabelecidos (PHILIPPI ; SEZERINO, 2004).

As terras úmidas usualmente construídas possuem uma camada impermeável de argila ou membrana sintética, e estruturas para controlar a direção do fluxo, tempo de detenção hidráulica e nível d'água. Dependendo do sistema, elas podem conter um meio poroso inerte (como pedras, cascalho ou areia). As terras úmidas construídas diferem das naturais pela interferência humana (em aterros, drenagem, alteração de fluxo e alteração das propriedades físicas) (MOTA et al., 2009).

O sistema de wetlands construídos pode ser de fluxo superficial (Nível d'água - NA acima do nível do solo) ou subsuperficial (NA abai-

xo do nível do solo). Mecanismos biológicos, químicos e físicos no sistema raiz-solo atuam no tratamento. As terras úmidas de fluxo sub-superficial são mais apropriadas para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, tendo em vista o seu baixo potencial de geração de maus odores e de aparecimento de mosquitos e ratos (CHERNICHARO, 1997).

2.4.1 Funcionamento dos Wetlands Construídos

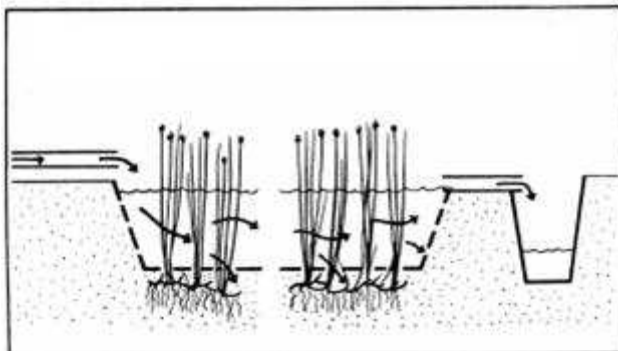
Segundo Philippi e Sezerino (2004) os wetlands construídos empregados no tratamento de águas residuárias são classificados em dois grupos: Sistemas de escoamento superficial e sistemas de escoamento sub-superficial.

2.4.1.1 Sistemas de Escoamento Superficial

Esta concepção surgiu como alternativa controlada e projetada para atuar como um wetland natural no tratamento de esgotos promovendo regime hidráulico semelhante àqueles existentes em áreas alagadas.

O nível de água fica acima da superfície do solo, a vegetação é enraizada e emerge acima da superfície d'água. O fluxo de água é principalmente acima do solo (Water Pollution Control Federation, 1990).

Figura 2 - Sistema de Escoamento Superficial



Fonte: Adaptado de BRIX, 1993.

2.4.1.2 Sistemas de Escoamento Sub-Superficial

De acordo com Cooper et al. (1996), os primeiros sistemas com escoamento sub-superficial empregados no tratamento de águas residuárias, aplicados na Europa, foram concebidos para atuarem a níveis secundários, objetivando, principalmente, a redução de matéria carbonácea – DBO e Sólidos Suspensos. Posteriormente, através do monitoramento e controle dos sistemas, percebeu-se que em algumas unidades a amônia era oxidada, nitratos eram reduzidos e fósforo era removido do efluente tratado.

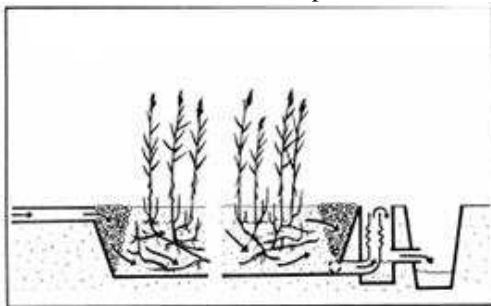
Estes sistemas podem ser divididos em fluxo horizontal que é continuamente alimentado com esgoto e wetland de fluxo vertical, o qual deve ser alimentado em intervalos, normalmente realizado com uma bomba.

- Wetlands Construídos de fluxo horizontal:

Nesta concepção, o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito (zona de entrada), de onde irá percolar vagarosamente através do material filtrante até atingir a porção final (zona de saída). Esta percolação segue na horizontal devido uma declividade de fundo.

A oxigenação do wetland de fluxo horizontal está muito mais limitada, sendo que dominam os processos anóxicos. Como vantagem principal dos sistemas de fluxo horizontal está a possibilidade de poder alimentar o wetland sem o uso de bomba e também sua elevada capacidade para a eliminação de germes devido o maior tempo de detenção hidráulica. Porém, de acordo com estudos de Platzer, Hoffmann, Cardia (2007), observa-se que em muitos casos é necessário o uso de bombeamento, pois raramente a declividade do terreno é suficiente. Ademais, a área limitada de entrada de esgoto nos sistemas de fluxo horizontal pode provocar problemas de colmatção, especialmente no caso de esgotos como substâncias orgânicas mais concentradas (águas negras) e em consequência ocasiona curto- circuitos de fluxo que afetam a eficiência do sistema.

Figura 3 - Sistema de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal



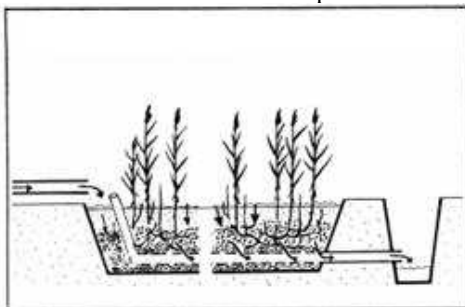
Fonte: Adaptado de BRIX, 1993.

- Wetlands Construídos de fluxo vertical

A diferença principal deste sistema para os de fluxo horizontal é a forma de disposição do esgoto, que ocorre de maneira intermitente sob toda a superfície do módulo inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo o perfil vertical, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem (PHILIPPI ; SEZERINO, 2004).

A distribuição de esgoto, assim como o uso de volume de filtro são muito mais eficientes no fluxo vertical, resultando em uma necessidade de área muito menor. A alimentação em intervalos possibilita a entrada de certas quantidades de ar (oxigênio) e entre os intervalos, ocorre certa secagem da área de entrada, fatores esses que também aumentam a eficiência de processos biológicos e diminuem o perigo de colmatção (PLATZER et al., 2007).

Figura 4 - Sistema de escoamento sub-superficial de fluxo vertical



Fonte: Adaptado de BRIX, 1993.

- Sistemas Híbridos

Os sistemas híbridos são a associação em série dos sistemas de fluxo horizontal e vertical. Nestes sistemas as vantagens e desvantagens dos sistemas de fluxo horizontal e vertical podem ser combinadas para se complementarem e melhorar a eficiência de tratamento. Esta associação promove boa nitrificação nos fluxos verticais que são bem oxigenados e desnitrificação nos sistemas horizontais que apresentam condições de anoxia, produzindo efluente com baixa carga de nitrogênio total e DBO (PHILIPPI ; SEZERINO, 2004).

2.5 WETLANDS CONSTRUÍDOS - TRATAMENTO DE LODO

Os wetlands construídos para tratamento de lodo surgiram a mais de 30 anos, em que começaram a se desenvolver estudos com estes sistemas objetivando melhorar a eficiência dos leitos de secagem. O primeiro trabalho desenvolvido, por volta de 1960, avaliou a utilização dos filtros wetlands para tratamento de lodo de um instituto de pesquisa nuclear na Alemanha. Este sistema se difundiu naquele país por volta de 1970-80, enquanto em 1985 no Reino Unido, o primeiro wetland construído foi projetado para tratar lodo químico de uma fábrica têxtil (COOPER; WILLOUGHBY; COOPER, 2004 apud SUNTTI, 2010).

Os wetlands construídos caracterizam-se como um sistema natural e descentralizado para tratamento de lodos anaeróbios ou aeróbios, com baixo custo de implantação, simplicidade operacional, baixo consumo energético e com possibilidades de serem implantados nas mais diversas situações – como em pequenas comunidades ou áreas rurais – além de não necessitarem da adição de produtos químicos para se realizar o desaguamento do lodo (KOOTTATEP et al., 2002).

Em geral, sistemas de tratamento de lodo envolvem altos custos, variando entre 20% a 60% do total do custo de operação de estações de tratamento de águas residuárias (ANDREOLI ; VON SPERLING ; FERNANDES, 2001). Isto é particularmente crítico em estações de tratamento de efluentes de pequenas comunidades rurais, onde na prática, encaminham seus lodos brutos para estações de tratamento de portes maiores. Portanto, a utilização de wetlands para tratamento de lodos pode possibilitar o tratamento de lodo nas estações pequenas destas comunidades (UGGETTI et al., 2009).

Os wetlands construídos têm sido utilizados para desaguamento (percolação e evaporação) e mineralização do lodo. Estes sistemas constituem-se numa alternativa tecnológica onde são combinados os princí-

pios de um leito de secagem e de um wetland natural. Nestes sistemas o lodo é aplicado na superfície do wetland, passa por um processo de separação da fase sólida e líquida por gravidade, e gera um produto desidratado ou seco e um produto líquido, denominado de líquido percolado (METCALF & EDDY, 2004).

Koottatep, Polprasert e Oanh (1999) consideram importante que após a alimentação dos wetlands com lodo, a saída dos sistemas permaneça fechada para permitir o tratamento do líquido percolado. A saída dos sistemas é aberta após um período estabelecido que pode variar de dois a doze dias.

Durante o período de repouso ocorre o desaguamento do lodo, ocorrendo a retirada da água por gravidade o que ocasiona um aumento no teor de sólidos acumulado no leito. A partir deste momento, o processo de percolação é reduzido, sendo o restante desta água perdida por evaporação e pela transpiração das plantas (evapotranspiração) (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007).

Como fatores limitantes pode-se citar a disponibilidade de área para a implantação dos wetlands e a possibilidade de colmatação do leito filtrante, que inviabiliza o correto tratamento do efluente, produzindo mau cheiro e servindo de abrigo a vetores que podem transmitir doenças ao ser humano (KNOWLES et al., 2010; PHILIPPI et al., 2006 apud FURTADO, 2012).

Na França operam aproximadamente 300 sistemas, sendo que a maior instalação foi dimensionada para 600 toneladas de ST/ano. Em território dinamarquês existem 120 instalações que possuem capacidades entre 200 – 1000 toneladas de ST/ano. O sistema de maior porte implantado possui capacidade de 2000 – 3500 toneladas de ST/ano (NIELSEN, 2010). No Brasil são poucas as referências de trabalhos desenvolvidos aplicando esta tecnologia para o tratamento de lodo de esgotos, com destaque às pesquisas de Suntti (2010), Magri (2011), Furtado (2012).

Do desaguamento resultam dois produtos, o lodo acumulado que sofre o processo de desaguamento e mineralização, e um líquido denominado percolado. Estes subprodutos são estudados e mostram que o lodo acumulado possui características benéficas para aproveitamento agrícola e que o líquido percolado não possui qualidade para lançamento direto no ambiente (KOOTTATEP et al., 2001 apud FURTADO, 2012), sendo requerido um pós-tratamento.

Os wetlands construídos são alternativas menos dispendiosas do que os métodos mecânicos para secagem de lodo e requerem muito menos energia, uma vez que eles dependem da força da gravidade, radiação

solar ou processos biológicos, como fonte de energia para desidratação. Além de que, o lodo pode ser lançado continuamente por 5 a 10 anos antes de esgotar os leitos (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2011).

Nos sistemas de wetlands construídos, as macrófitas apresentam papel fundamental, pois propiciam boas condições para o processo físico de filtração, suas raízes fornecem condições para aderência de micro-organismos, realizam a transferência de oxigênio, possibilitam um aumento na evapotranspiração do lodo e influenciam no processo de secagem e mineralização do mesmo. A ação do vento sob as plantas também permite que seus caules criem espaços tubulares, os quais permitem a manutenção da drenagem do efluente através do leito (BRIX, 1997).

Resultados de pesquisas realizadas no Laboratório de Engenharia e Tecnologia no Departamento de Tecnologia da Universidade de Thrace na Grécia revelaram que a evapotranspiração é o principal processo de desidratação que ocorre em sistemas tipo wetlands, sendo responsável por 58% a 84% das perdas totais de água, dependendo das características da unidade que trata, carga de lodo, estação climática e outros parâmetros. A drenagem segue a este em importância, com os respectivos valores variando de 13% a 41% das perdas totais de água, enquanto que de 1% a 4% da água permanece na camada de lodo. O objetivo dos autores para a referida pesquisa foi quantificar a evapotranspiração e outros mecanismos de desidratação em wetlands de escala piloto (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2011).

Nas discussões dos resultados de Stefanakis; Tsihrintzis (2011), no quesito eficiência de desaguamento, comparando o volume de lodo residual do volume de lodo total aplicados após 29 ciclos (2 anos de funcionamento), pôde-se obter a quantidade percentual de água retirada do volume total de lodo. O processo de desidratação, portanto, provou ser bastante eficaz uma vez que a redução de volume de lodos em todas as unidades plantadas excedeu os 90%. Em particular, a redução de lodos em unidades plantadas recebendo taxas de carga de lodo baixas (30 Kg.dm/m²/ano) atingiram um valor médio de 93%, em unidades recebendo cargas médias (60 Kg.dm/m²/ano) redução de 94,6%, e em unidades com elevadas taxas de carga de lodo (75 Kg.dm/m²/ano), 94,9%.

Estudos realizados por Hofmann (1990) e Liénard et al. (1995) mostraram, para lodos ativados, que a presença das plantas diminuíram a concentração de sólidos suspensos totais (SST) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) na saída dos filtros. Estes filtros também apresentaram redução na concentração de nitrogênio amoniacal (NH₄-N) e ortofosfato (PO₄-P). No entanto, um estudo de Edwards et al. (2001) não mediu

diferenças de concentração em NH-N e $\text{PO}_4\text{-P}$ em filtros plantados com macrófitas e os não plantados, enquanto uma concentração de SST e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ainda maior foram detectadas na saída do tratamento dos filtros plantados. Mas para avaliar a eficiência do sistema pela concentração de poluentes não é o ideal, uma vez que a chuva e a evapotranspiração podem alterar a concentração de poluentes. Assim, a comparação ideal da eficiência do tratamento, deve ser avaliada com base no balanço de massa (GAGNON, 2012).

Quanto às desvantagens dos wetlands construídos é que requerem grandes áreas para implantação, um longo período para adaptação das macrófitas ao leito e à carga de lodo. Observa-se também, que atualmente não existem critérios padronizados para o dimensionamento de filtros plantados com macrófitas para tratamento de lodo de esgoto. Os filtros que são implantados são dimensionados de acordo com a taxa de ST, definida como a concentração de ST aplicados no sistema por unidade de área e tempo (UGGETTI et al., 2009).

Wetlands para tratamento de lodos, também conhecidos como leitos de secagem de lodo com macrófitas (Sludge Drying Reed Beds – SDRBs) são os novos sistemas de tratamento de lodos, baseados no funcionamento dos wetlands para tratamento de efluentes líquidos. Estes sistemas estão sendo usados na Europa para desaguamento e estabilização de lodos desde os anos 80. As maiores experiência vêm da Dinamarca, onde há mais de 140 sistemas em escala real em operação (Nielsen, 2008).

Outros sistemas implementados são destacados no trabalho de Uggetti et al., (2009). Estes estão localizados nos seguintes locais: Polônia (Hardej and Ozimek, 2002); (Obarska-Pempkowiak et al., 2003); (Pempkowiak and Obarska-Pempkowiak, 2002), Bélgica (De Maeseneer, 1997) e Reino Unido (Edwards et al., 2001); na região Mediterrânea há sistemas em escala real operando na Itália (Giraldi et al., 2008), França (Lienard et al., 1995; Troesch et al., 2008a), e Espanha (Uggetti et al., 2009).

Vários estudos de plantas-piloto foram realizadas na Palestina (Nassar et al., 2006) e Camarões (Kengne Noumsi et al., 2006). Experiências nos Estados Unidos no tratamento de lodo por wetlands foram registradas por Kim and Smith (1997), Burgoonet al. (1997), Summerfelt et al. (1999) e Begg et al. (2001). Também na China, Yuboet al. (2008) estudou estes sistemas para tratamento de lodo em escala-piloto obtendo bons resultados (UGGETTI et al., 2009).

Embora o tratamento de lodo por filtros plantados seja uma tecnologia bastante utilizada em alguns países da Europa, Ásia e África, no

Brasil o processo de tratamento com filtros plantados ainda é pouco pesquisado e aplicado.

Os wetlands construídos de fluxo vertical apresentam-se como uma alternativa tecnológica adequada para o tratamento do lodo de tanque séptico, na medida em que permitem a separação das frações sólidas e líquidas do lodo pelos processos de desaguamento e mineralização, e de forma geral promovem ótimas eficiências de tratamento do lodo (UGGETTI et al., 2009). Em wetlands construídos de fluxo vertical para o tratamento de lodo de esgotos, a alimentação do sistema é realizada por processos em batelada, de tal modo que os filtros são alimentados durante períodos que podem durar minutos, horas, dias ou até semanas, dependendo das características e do volume do lodo a ser desaguado, e da capacidade de tratamento do sistema. Após a disposição do lodo, os filtros ficam um determinado tempo sem receber alimentação, caracterizando o período de descanso, enquanto ocorrem os processos de desaguamento e mineralização (NIELSEN, 2010).

A cada novo ciclo de alimentação, outro volume de lodo é lançado sobre a camada residual de lodo acumulado do ciclo anterior e desidratado durante o período de repouso subsequente. Após cada carga de aplicação, a maioria dos sólidos presentes no lodo bruto permanecem na superfície do filtro e a fração líquida, principalmente a água livre, percola através das camadas de lodo acumulado e material filtrante. O teor de água residual do lodo é ainda reduzido naturalmente por evaporação e pela transpiração das plantas.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento desta pesquisa envolveu atividades de campo - com coleta, operação e monitoramento de um sistema de tratamento de lodo séptico - e análises laboratoriais.

As atividades de pesquisa foram realizadas no Centro de Treinamento (CETRE) da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, na latitude 27°34'54"S e longitude 48°30'25"W, rodovia Admar Gonzaga no bairro Itacorubi, Florianópolis-SC, sul do Brasil (Figura 5 e Figura 6).

Figura 5 - Centro de Treinamento da EPAGRI, no bairro Itacorubi – Florianópolis/SC.

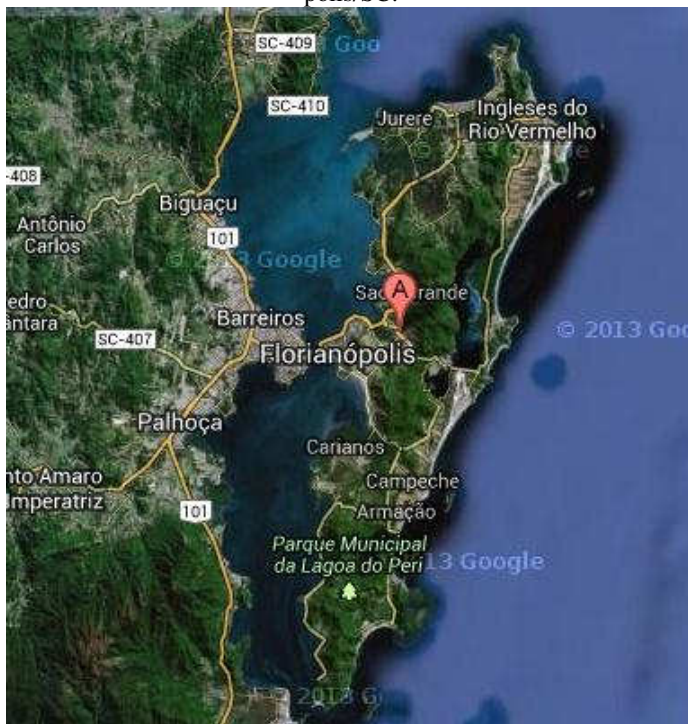
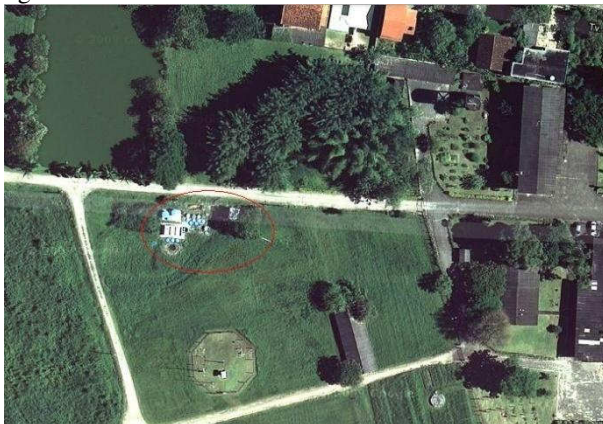


Figura 6 - Centro de Treinamento da EPAGRI – Vista Aérea



O campo experimental foi instalado na área do CETRE onde se encontra o atual sistema de tratamento de esgotos do mesmo, composto por um tanque séptico e três wetlands construídos.

O tanque séptico foi dimensionado de acordo com a norma técnica Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT-NBR-7229/93, com volume de 31m^3 . O tanque séptico trata os efluentes da cozinha, lavanderia e banheiros do CETRE. Para o tratamento do lodo deste tanque séptico foram implantados três wetlands construídos verticais. Optou-se por construir os wetlands em reservatórios circulares de 1000L e não unidades escavadas no solo, para facilitar o controle do experimento (Figura 7). Enfatiza-se que os três wetlands já haviam sido construídos em pesquisas anteriores do GESAD. Estes foram apenas reestruturados para esta nova pesquisa com recirculação.

Figura 7 - Sistema composto pelos três wetlands plantados.



3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LODO IMPLANTADO

O sistema experimental é composto pelos seguintes componentes: tanque de armazenamento – TA de 5.000 L, três wetlands construídos de fluxo vertical e três caixas de recebimento do líquido percolado 1 ou 2.

Os três wetlands pilotos foram confeccionados em reservatórios circulares de fibra de vidro de 1000L, com 1,60 m² de área superficial cada unidade e uma altura total de 0,95 m. Todos os wetlands foram construídos com 1% de declividade em direção a saída do sistema. Cada wetland foi plantado com um tipo de macrófita diferente, sendo elas: *Zizania bonariensis* (Junco), *Cyperus papyrus* (Papiro) e *Typha* spp (Taboa).

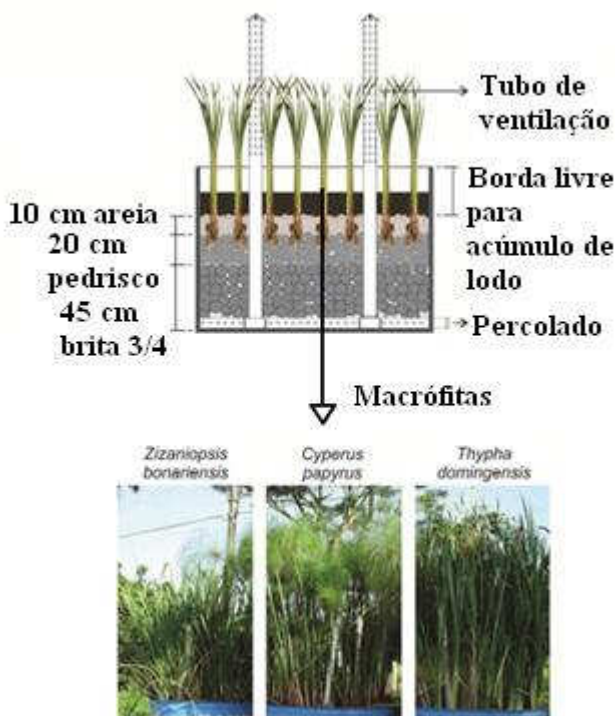
Para coleta do efluente foi utilizado tubo de água de Policloreto de Vinila - PVC Diâmetro Nominal - DN 60 (Figura 8) e na parte central deste tubo foi conectado um tubo de ventilação em PVC DN 50, com um metro acima do leito, com furos nas laterais de 2 cm.

Figura 8 - Sistema de coleta do efluente, wetland sem planta.



Os wetlands pilotos foram preenchidos com 0,75 m de meio filtrante, sendo 0,10 m de areia grossa, 0,20 m de cascalho e 0,45 m de cascalho grande. Foi deixada uma borda livre de 0,20 m para acumulação de lodo desaguado.

Figura 9 - Esquema dos wetlands pilotos para desaguamento do lodo.



A alimentação dos três wetlands pilotos foi feita manualmente com o auxílio de mangueira e uma tubulação de água de PVC, DN 50, toda perfurada.

Em cada wetland foi instalado um sistema para saída do percolado, por meio de tubulações conectadas em caixas de coleta de polietileno de 310 L para caracterizar o efluente.

A espécie *Junco* foi retirada do wetland plantado existente no CETRE. As mudas de Papiro foram compradas em uma floricultura. Estas mudas estavam acondicionadas em recipientes plásticos, tendo cerca de três a quatro mudas por recipiente. Estas foram retiradas cuidadosamente dos recipientes para evitar o rompimento do rizoma principal, sendo posteriormente separadas. E, as mudas de Taboa foram retiradas do seu ambiente natural, localizado no campus da Universidade Federal de Santa Catarina.

Para distribuir de modo uniforme as macrófitas no wetland, o mesmo foi dividido em partes iguais, sendo as mudas plantadas diretamente no material filtrante na densidade de 15 plantas/m² resultando em 24 mudas/wetland.

Na Figura 10 são apresentados os wetlands já plantados.

Figura 10 - Wetland com Junco, Papirus e Taboa, respectivamente.



Os parâmetros de projeto são expostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros adotados para a construção dos wetlands.

Parâmetro	Área superficial (m ²)	Taxa de aplicação superficial (kg ST/m ² .ano)	Ciclo de Alimentação
Wetland Junco	1,60	150	1
Wetland Papirus	1,60	150	1
Wetland Taboa	1,60	150	1

3.3 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DO SISTEMA

Para operação das unidades experimentais foram realizadas rotinas semanais de alimentação do sistema com lodo e manutenção das unidades.

As rotinas ocorriam da seguinte maneira: O lodo do tanque séptico era succionado por uma bomba submersa localizada na região de sedimentação do tanque, a qual bombeava o lodo para o tanque de armazenamento fazendo homogeneização do mesmo. Desta, a alimentação

dos wetlands com lodo era feita através de um cano corrugado flexível conectado à caixa, que por meio de duas bombas, bombeava o lodo para os wetlands. Cada um dos três wetlands pilotos possui a mesma configuração. No caso, cada um deles possui uma tubulação com CAP ao fundo que deságua em uma caixa de coleta de percolado. A tubulação era mantida fechada com o CAP para que se pudesse controlar o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias, calculado previamente para a correta eficiência do sistema.

Os efluentes líquidos resultantes do tratamento dos wetlands (percolados1) após os 6 dias de detenção no sistema eram então recirculados com bomba artesanal (Figura 11) para dentro dos mesmos wetlands e retirados após mais 6 dias de detenção (percolados 2). O período de alimentação com lodo e com a recirculação do líquido percolado foi chamado aqui de ciclo de alimentação.

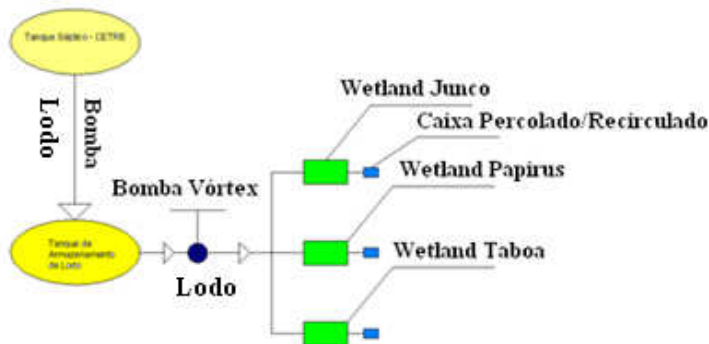
Figura 11 - Bomba submersível artesanal.



Destaca-se que previamente a cada abertura da tubulação de coleta, as caixas que receberiam o líquido tratado eram lavadas e secas para evitar ao máximo contaminação.

Na Figura 12 é apresentada uma representação esquemática do sistema.

Figura 12 - Representação esquemática do sistema.



A alimentação foi feita respeitando carga orgânica e tempo de detenção hidráulica estimado.

Ainda como rotinas de manutenção das unidades, eram feitas as vistorias para manter o funcionamento normal do sistema, como a verificação de entupimento de tubulações. A limpeza dos wetlands (poda das plantas) era feita quando necessário para manter o mesmo sem acúmulo de material em decomposição, como plantas mortas, diminuindo o suprimento de carbono ao sistema.

3.4 ANÁLISES LABORATORIAIS

Com relação ao monitoramento do sistema, para caracterização dos efluentes, foram realizadas coletas de amostras e feitas análises laboratoriais físico-químicas uma vez por semana do percolado1, percolado 2 e do lodo afluente quinzenalmente.

Os parâmetros analisados foram: Fósforo, Nitrato, Amônia, Nitrito, Sólidos Totais, DQO, Alcalinidade e pH de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

As análises foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente – LIMA e no laboratório próprio do GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado, ambos situados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Os parâmetros físico-químicos, as metodologias aplicadas, e os equipamentos/materiais utilizados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros, metodologias aplicadas e equipamentos utilizados.

Parâmetro	Metodologia analítica
Potencial hidrogeniônico pH	Método eletrométrico – Standard Methods 4500-H+ (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL®
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulação potenciométrica com solução de H ² SO ₄ 0,02 N - Standard Methods 2320B (APHA, 1998)
Sólidos suspensos totais SST (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico – filtração em membrana de fibra de vidro e secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Sólidos totais ST (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico (105°C) Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Sólidos totais voláteis STV (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 1998)
Sólidos totais fixos STF (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 1998)
DQO total DQO (mg.L ⁻¹)	Digestão em refluxo fechado – método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio amoniacal N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio nitrato N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico com brucina – Standard Methods (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio nitrito N-NO ₂ (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico – Standard Methods 4500-N-NO ₂ (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Fósforo ortofosfato P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	Método do ácido Vanadomolibdato (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO BRUTO

Os afluentes ao tanque séptico possuem as características de esgoto doméstico, suas unidades geradoras são: cozinha, banheiros com vaso sanitário, lavatório e chuveiro, e lavanderia com máquina e tanque de lavar roupas. O volume varia de acordo com as pessoas alojadas no Cetre. Tendo em vista estas questões, o lodo acumulado no tanque séptico deste local, possui as mesmas características de lodos de tanques sépticos domiciliares.

Do mês de agosto a novembro de 2011 o lodo séptico bruto foi analisado quinzenalmente, totalizando 8 análises. Os valores obtidos nesta caracterização estão expostos na Tabela 5.

Tabela 5 - Caracterização do Lodo Bruto.

Lodo Bruto					
Parâmetro	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
pH	8	7,1	0,3	6,9	7,6
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	7	358,6	59,1	306,0	488,0
DQO (mg/L)	8	21952,5	13519,1	7650,0	43050,0
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	8	85,8	31,7	63,0	162,0
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	8	0,1	0,1	0,0	0,4
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	8	0,2	0,2	0,0	0,6
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	8	73,7	6,58	60,0	80,0
ST (mg/L)	8	10395,7	6453,2	1998,8	22169,5
STV (mg/L)	8	5267,9	3172,0	1228,1	11088,7
STF (mg/L)	8	5127,9	3301,0	770,6	11081,3

Percebe-se, de acordo à Tabela 5, uma grande heterogeneidade dos parâmetros analisados com exceção do pH que se manteve numa faixa de 6,9 a 7,6. Esta heterogeneidade é esperada, conforme indicado pela literatura.

Destaca-se as concentrações de matéria orgânica carbonácea, avaliada pela DQO e as concentrações de nitrogênio amoniacal que são elevadas em comparação aos mesmos parâmetros nos esgotos domésticos. As concentrações médias, máximas e mínimas para a DQO foram, respectivamente: 21952,5 mg.L⁻¹, 43050,0 mg.L⁻¹ e 7650,0 mg.L⁻¹, respectivamente. O nitrogênio amoniacal médio, máximo e mínimo: 85,8 mg.L⁻¹, 162,0 mg.L⁻¹ e 63,0 mg.L⁻¹, respectivamente.

Para os valores de ST a média, máximo e mínimo foram de 10395,7 mg.L⁻¹, 22169,5 mg.L⁻¹ e 1998,8 mg.L⁻¹, respectivamente.

Nos sólidos totais, observa-se que 51% é correspondente à parcela orgânica (sólidos voláteis), e 49% referem-se à parcela inorgânica (sólidos fixos). Devido ao lodo ser originado de um sistema anaeróbio (tanque séptico), percebe-se por estas frações que o lodo teve uma boa parte da fração orgânica estabilizada. Essa estabilidade é analisada pela relação STV/ST. Para o lodo estudado esta relação resultou em 0,51, tendo variado entre 0,50 e 0,61.

Segundo Andreoli; Von Sperling; Fernandes (2001), em lodos não digeridos, a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST) é entre 0,75 e 0,80, já em lodos digeridos esta faixa fica entre 0,60 e 0,65.

Pode-se perceber que quanto menor o valor da relação STV/ST, mais estabilizado o lodo.

O lodo em questão após a retirada do tanque séptico precisa, conforme demonstrado nesta discussão, de um pós-tratamento para melhor estabilização, mineralização e remoção de microorganismos patogênicos. Estes últimos não foram avaliados neste trabalho, mas de acordo com a literatura as concentrações são elevadas.

Percebe-se, com essa grande variação, o problema a ser resolvido da questão do tratamento de lodo.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO LÍQUIDO PERCOLADO 1

O líquido percolado¹ é o originado da primeira alimentação e infiltração do lodo nos três wetlands construídos. A seguir, apresentam-se as tabelas de cada parâmetro nos três wetlands construídos: Junco, Papyrus e Taboa.

4.2.1 pH

Tabela 6 - pH Percolado1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	5,8	5,7	5,8
Máximo	6,1	6,0	6,0
Mínimo	5,1	5,4	5,6
Desvio padrão	0,3	0,2	0,1
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.2 Alcalinidade (mg.L⁻¹)

Tabela 7 - Alcalinidade Percolado1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	77,8	48,8	57,8
Máximo	104,0	80,0	106,0
Mínimo	48,0	20,0	20,0
Desvio padrão	17,2	19,9	27,9
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.3 DQO (mg.L⁻¹)

Tabela 8- DQO Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	197,5	188,8	205,1
Máximo	296,0	281,0	334,0
Mínimo	124,0	119,0	103,0
Desvio padrão	54,1	61,8	71,0
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.4 Nitrogênio Amoniacal (mg.L⁻¹)

Tabela 9 - Nitrogênio Amoniacal Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	10,9	10,2	10,6
Máximo	17,0	17,5	23,0
Mínimo	1,6	3,6	3,2
Desvio padrão	4,9	4,1	5,8
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.5 Nitrito (mg.L⁻¹)

Tabela 10 - Nitrito Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	0,3	0,2	0,6
Máximo	0,9	0,7	1,1
Mínimo	0,0	0,0	0,0
Desvio padrão	0,4	0,2	0,4
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.6 Nitrato (mg.L⁻¹)

Tabela 11 - Nitrato Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	16,7	20,8	27,2
Máximo	78,0	77,5	63,0
Mínimo	0,0	4,0	7,4
Desvio padrão	25,7	24,5	19,0
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.7 Ortofosfato (mg.L^{-1})

Tabela 12 - Ortofosfato Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	7,1	5,9	7,5
Máximo	15,2	17,2	20,7
Mínimo	0,0	0,0	0,0
Desvio padrão	6,4	6,0	7,1
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.8 Sólidos Totais (mg.L^{-1})

Tabela 13 - Sólidos Totais Percolado 1 (Junco)

	F JUNCO		
	ST	STF	STV
Média	753,5	542,6	211,0
Máximo	1253,8	957,5	296,3
Mínimo	546,3	371,9	173,8
Desvio padrão	238,8	200,4	45,6
Nº de amostragens	8	8	8

Tabela 14 - Sólidos Totais Percolado 1 (Papiro)

	F PAPIRUS		
	ST	STF	STV
Média	560,4	346,2	214,3
Máximo	666,3	508,8	318,8
Mínimo	426,3	272,5	131,3
Desvio padrão	88,0	81,0	75,4
Nº de amostragens	8	8	8

Tabela 15 - Sólidos Totais Percolado 1 (Taboa)

	F TABOA		
	ST	STF	STV
Média	592,4	363,5	228,9
Máximo	861,3	533,8	327,5
Mínimo	443,8	256,3	89,4
Desvio padrão	126,9	83,3	82,3
Nº de amostragens	8	8	8

4.2.9 Sólidos Suspensos (mg.L^{-1})

Tabela 16 - Sólidos Suspensos Percolado 1

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	34,6	37,1	60,3
Máximo	46,5	58,0	137,0
Mínimo	22,0	16,0	25,0
Desvio padrão	8,9	14,2	36,1
Nº de amostragens	8,0	8,0	8,0

Apresenta-se na tabela 17, a média de cada wetland e compara-se com os valores obtidos do lodo bruto, observando-se assim, a eficiência dedesaguamento do lodo em cada um dos três sistemas de wetlands construídos.

Tabela 17 - Comparação entre valores médios obtidos - Percolado 1e Lodo Bruto

Parâmetro	Dado	Lodo Bruto	Percolado 1 Junco	Percolado 1 Papiurus	Percolado 1 Taboa
pH	Média	7,1	5,75	5,69	5,80
Alcalinidade (mg.L^{-1})	Média	358,6	77,75	48,75	57,75
Sólidos Totais (mg.L^{-1})	Média	10395,7	753,53	560,44	592,41
DQO (mg.L^{-1})	Média	21952,5	197,50	188,75	205,13
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg.L^{-1})	Média	85,8	10,88	10,21	10,58

Parâmetro	Dado	Lodo Bruto	Percolado 1 Junco	Percolado 1 Papyrus	Percolado 1 Taboa
$\text{NO}_2^- \text{-N (mg.L}^{-1}\text{)}$	Média	0,1	0,28	0,16	0,56
$\text{NO}_3^- \text{-N (mg.L}^{-1}\text{)}$	Média	0,2	16,74	20,78	27,17
$\text{PO}_4^{3-} \text{P(mg.L}^{-1}\text{)}$	Média	73,7	7,05	5,86	7,50

- pH e Alcalinidade

Em relação ao pH, observa-se uma queda do mesmo em relação ao lodo bruto. Essa redução ocorreu, devido aos processos de oxidação da amônia normalmente tendem a reduzir o pH.

Observa-se que o controle do pH no tratamento de efluentes é um dos fatores mais importantes a ser mantido para se obter uma boa eficiência do processo. A determinação do pH é uma das mais importantes no tratamento de águas residuárias por processos químicos ou biológicos. Nestas circunstâncias, o pH deve ser mantido em faixas adequadas ao desenvolvimento das reações químicas ou bioquímicas do processo.

Este parâmetro é importante na avaliação dos resultados do tratamento de águas residuárias, pois valores afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microorganismos e valores elevados de pH nos efluentes lançados em corpos d'água podem estar associados à proliferação de algas.

A alcalinidade deve ser mencionada juntamente com o pH. Pela capacidade de atuar como tampão contra a oscilação do pH, a alcalinidade é um importante parâmetro na caracterização de esgotos, tendo em vista que o bom desempenho do tratamento biológico adotado depende muito da manutenção das condições de neutralidade do pH.

Figura 13 - Alcalinidade total do lodo bruto no período de condução do experimento.

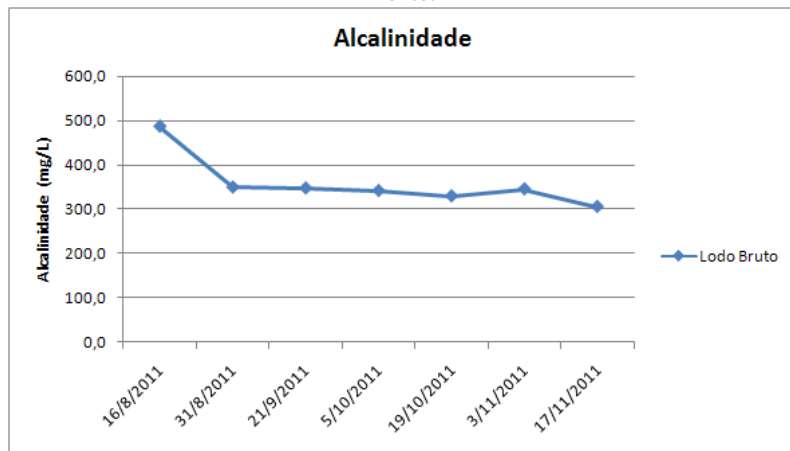


Figura 14 - Alcalinidade nos três wetlands no período de condução do experimento.

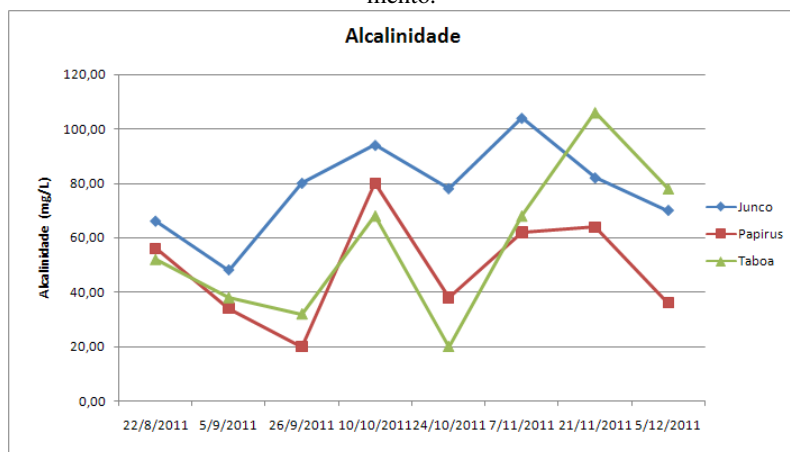


Figura 15 - Comportamento do pH no lodo bruto no período de condução do experimento.

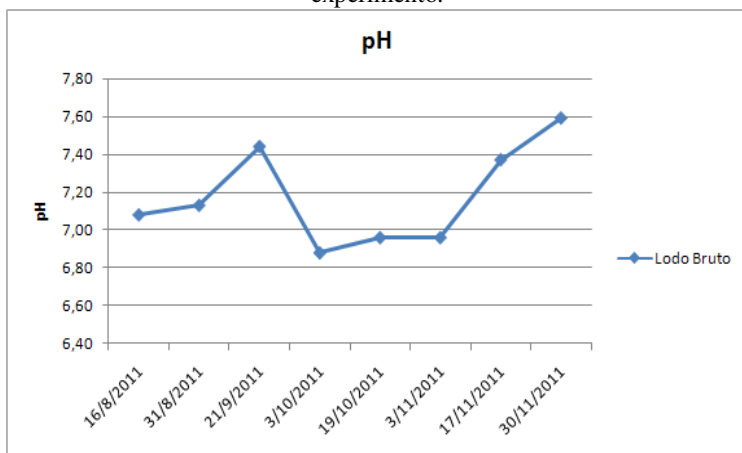
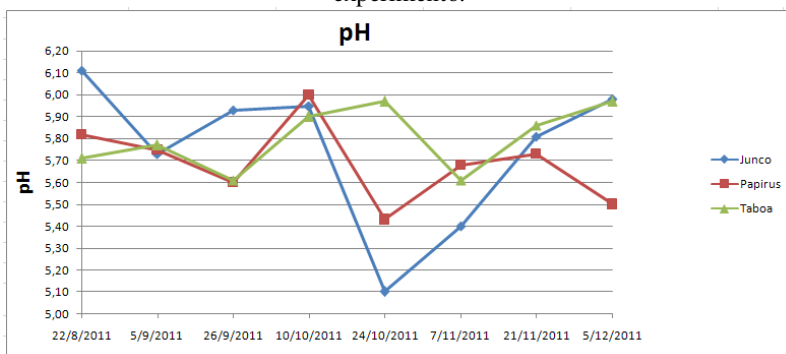


Figura 16 - Comportamento do pH nos três wetlands no período de condução do experimento.



Observa-se, pelo gráfico da Figura 16, uma variação de pH na faixa de 5,10 a no máximo 6,10. O pH do lodo retirado do tanque séptico manteve-se entre a faixa de 6,88 e 7,59 com valor médio de 7,11. Os valores de saída do wetland plantado com Junco variou entre 5,10 e 6,11 e média de 5,75, do wetland com Papyrus variou entre 5,69 a 6,00 e média de 5,69. E do wetland com Taboa variou entre 5,61 e 5,97 com média de 5,80.

Como mencionado, os processos de oxidação que ocorrem dentro dos wetlands consomem alcalinidade do meio, pois as bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono e o CaCO_3 como fonte de carbono para a síntese de novas células. Com a queda da alcalinidade a baixos teores, pode reduzir o pH do meio afetando a taxa de crescimento dos microorganismos degradadores da matéria orgânica. Portanto, os processos biológicos que ocorreram dentro dos três wetlands, como a nitrificação que será abordada mais a frente, consumiram a alcalinidade e ocorreu uma leve acidez no efluente gerado.

- Sólidos

Segundo Von Sperling (2005) todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos.

Na caracterização de esgotos sanitários, a determinação das concentrações das diversas frações de sólidos demonstram a distribuição das partículas (sólidos suspensos ou dissolvidos) e se são voláteis ou fixos. Para um controle de tratamento de efluentes essa informação é muito importante, por exemplo, os sólidos suspensos voláteis (orgânicos) são utilizados para estimar a concentração de microorganismos decompositores da matéria orgânica.

Algumas frações de sólidos podem ser relacionadas, fornecendo informações importantes, como por exemplo, a relação entre Sólidos Voláteis e Sólidos Totais (SV/ST), que representa o grau de mineralização de um lodo (ANDREOLI; VON SPERLING; FERNANDES, 2001).

As concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos apresentaram-se nos gráficos a seguir.

Figura 17 - Concentração de Sólidos Totais no lodo bruto no período de condução do experimento.

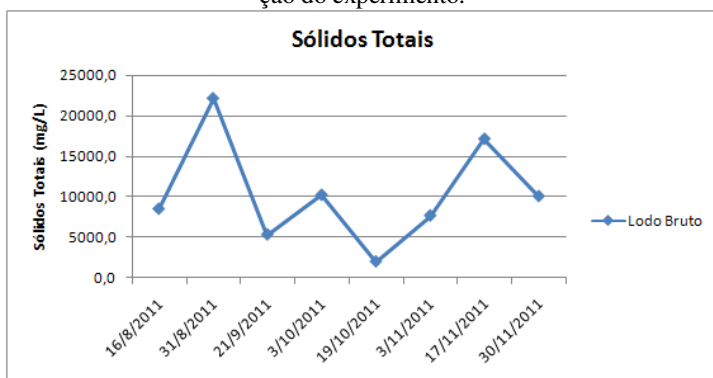
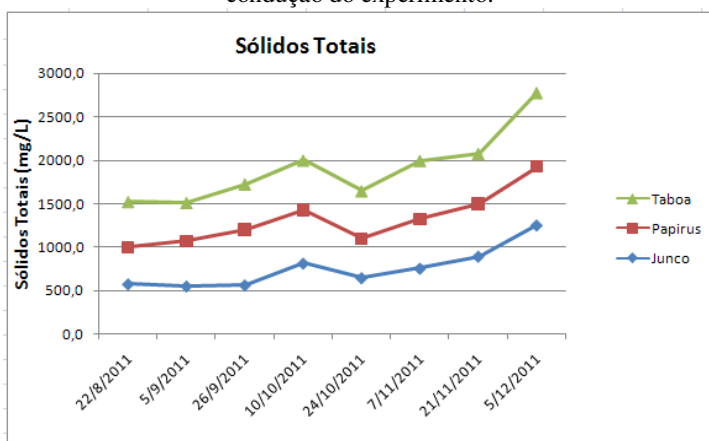
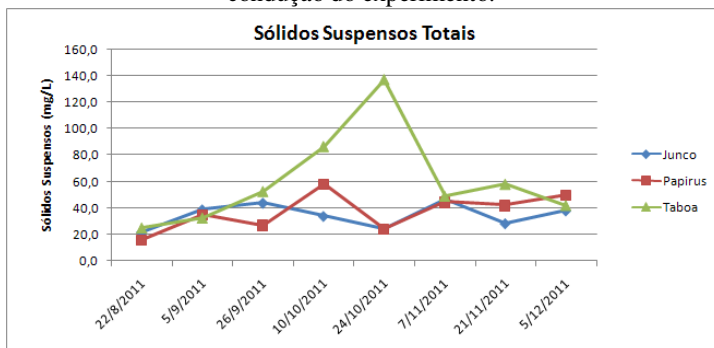


Figura 18 - Concentração de Sólidos Totais nos três wetlands no período de condução do experimento.



O valor médio de sólidos totais no lodo retirado do tanque séptico foi de $10.395,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e os efluentes dos wetlands plantados com Junco, Papirus e Taboa foram $753,5 \text{ mg.L}^{-1}$, $560,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e $592,4 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Percebe-se uma grande eficiência na remoção de sólidos totais do lodo, representando eficiência de 93%, 95% e 94% respectivamente.

Figura 19 - Concentração de Sólidos Suspensos dos três wetlands no período de condução do experimento.



A remoção dos sólidos voláteis está ligada à remoção de DQO, pois os sólidos voláteis representam a matéria orgânica presente nos esgotos domésticos.

Análises de Sólidos Suspensos foram realizadas para os efluentes tratados nos três wetlands, porém não se pode fazer comparação com as análises do lodo bruto, pois estas não foram realizadas, pois considera-se que quase 100% dos sólidos totais presentes no lodo estão em suspensão.

Os valores médios do efluente Junco, Papirus e Taboa foram: 34,6 mg.L⁻¹, 37,1 mg.L⁻¹ e 60,3 mg.L⁻¹, respectivamente.

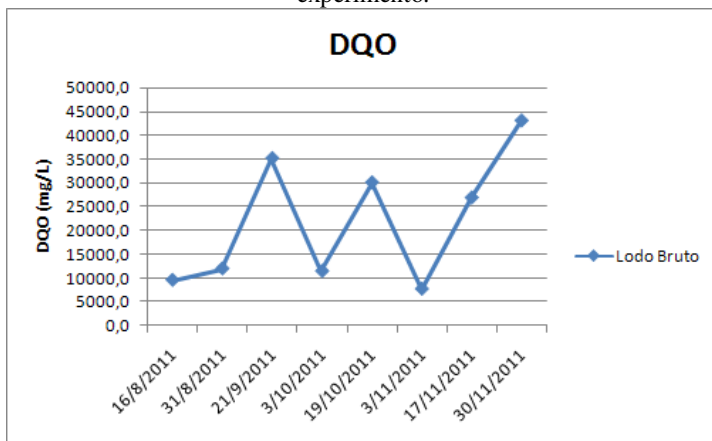
- DQO

A matéria orgânica é um fator primordial a ser levado em conta em tratamento de efluentes, pois é a causadora principal do problema de poluição em corpos d'água. Segundo Metcalf & Eddy (2003) as substâncias orgânicas presentes nos esgotos são constituídas principalmente por compostos de proteínas (40% a 60%), carboidratos (25% a 50%), gorduras e óleos (8% a 12%), uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas, metais e outros (menor quantidade).

De acordo com Von Sperling (2005), na prática não há necessidade de caracterizar-se a matéria orgânica em termos de proteínas, gorduras, carboidratos, entre outros, além de ser uma dificuldade na determinação laboratorial destes diversos componentes. Com isto, adotam-se métodos diretos ou indiretos para a determinação da matéria orgânica. A DQO, por exemplo, é um método indireto de quantificação da matéria orgânica carbonácea presente nos efluentes.

Seguem abaixo os valores analisados de DQO no lodo bruto e nos efluentes percolados1.

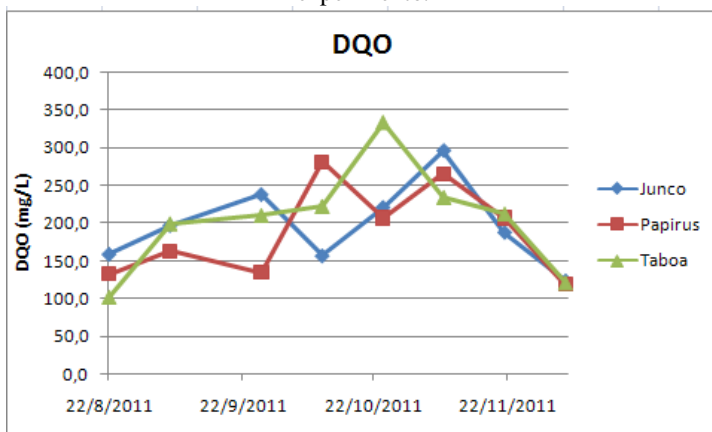
Figura 20 - Concentração de DQO no lodo bruto no período de condução do experimento.



O valor médio de DQO no lodo bruto foi de $21952,50 \text{ mg.L}^{-1}$, estando dentro da faixa de valores de diversas referências de lodo séptico no mundo, como a USEPA (1994) apresentada na Tabela 1.

Apresenta-se no gráfico da Figura 21 os resultados do tratamento.

Figura 21 - Concentração de DQO nos três wetlands no período de condução do experimento.



Os valores médios encontrados para o wetland plantado com Junco, Papiro e Taboa, respectivamente, foram: 197,5 mg.L⁻¹, 188,8 mg.L⁻¹ e 205,1 mg.L⁻¹. Observa-se uma eficiência de remoção de DQO de 99% nos três wetlands.

- Nitrogênio Amoniacal

O nitrogênio é um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microorganismos atuantes no tratamento biológico (Von Sperling, 1996). Nos esgotos encontra-se sob as formas de nitrogênio orgânico e inorgânico (amônia, nitrito e nitrato).

Figura 22 - Concentração de Amônia no lodo bruto no período de condução do experimento.

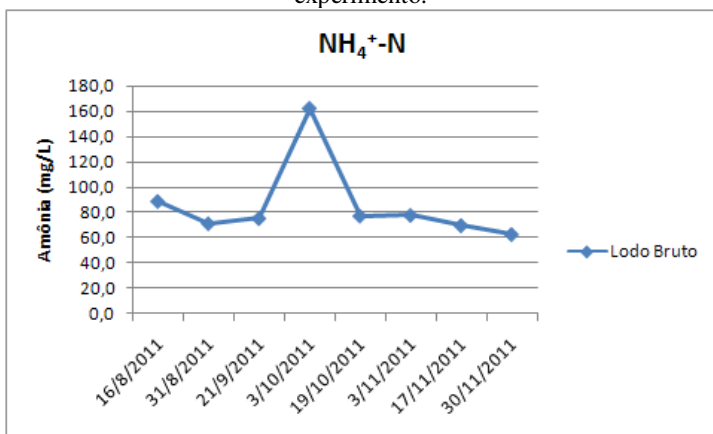
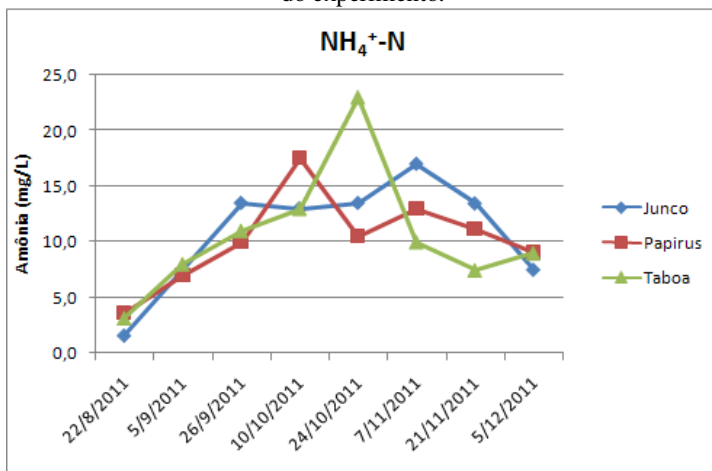
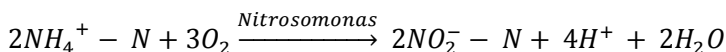


Figura 23 - Concentração de Amônia nos três wetlands no período de condução do experimento.

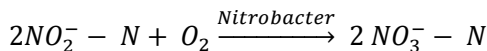


Previamente à conclusão da remoção de Nitrogênio Amoniacal do efluente, aborda-se como funciona a conversão da matéria nitrogenada.

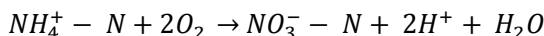
A amônia é transformada em nitritos e depois em nitratos, processo este que se chama nitrificação. Os microrganismos que realizam esta ação chamam-se quimioautotróficos. A reação que ocorre é a seguinte:



Este processo é realizado por bactérias, como as do gênero Nitrosomonas, Nitrospira, Nitrosovibrio, Nitrosolobus, Nitrosococcus. E a oxidação de Nitrito a Nitrato é realizada pelas bactérias como as do gênero Nitrobacter, Nitrospira, Nitrospina, Nitrococcus, Nitrocystis.



A reação completa da conversão da matéria nitrogenada, portanto:

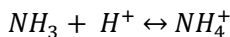


Observa-se que esta reação deve ocorrer na presença de oxigênio, o qual irá oxidar a amônia.

O lodo bruto contém poucas quantidades de nitrato (produto final da oxidação da amônia) e nitrito (intermediário e geralmente apresenta-se em baixas quantidades), justamente pelas reações não terem ocorrido ainda.

Destaca-se, como já comentado, que neste tipo de reação há liberação de H^+ , consumindo alcalinidade e consequentemente diminuindo o pH. E também, há consumo de oxigênio do meio (chamado de demanda nitrogenada). A alcalinidade é consumida porque os dois gêneros de bactérias nitrificantes utilizam-na como fonte de carbono para a síntese de novas células.

Segundo Philippi e Sezerino (2004) a faixa ótima de pH para a reação de nitrificação varia entre 7,5 e 8,6, fora desta faixa há uma rápida diminuição na nitrificação. Alcalinidades em valores inferiores a 50 $mgCaCO_3/L$ diminui o pH e inibe a nitrificação. Valores altos de pH, também, inibem o processo, pois alta concentração de amônia livre é tóxica para as Nitrosomonas. Isto é provado pela reação a seguir:



Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, tendo maior presença de NH_3 . Em pH próximo da neutralidade, praticamente toda amônia encontra-se na forma de NH_4^+ . Em pH próximo a 9,5, aproximadamente 50 % da amônia encontra-se na forma de NH_3 e 50 % na forma de NH_4^+ . E em pH superior a 11, praticamente toda amônia está na forma de NH_3 .

Após esta etapa, há a redução dos nitratos a nitrogênio gasoso. Esta fase deve ocorrer em meio anóxico (sem oxigênio, mas na presença de nitratos), pois o oxigênio desta molécula que irá ser utilizado para oxidar a matéria carbonácea, ou seja, deve-se ter uma fonte de carbono no meio para que isto ocorra.

Em comparação ao Lodo Bruto, o qual apresentava uma concentração média de amônia de $85,8 \text{ mg.L}^{-1}$, os wetlands plantados com Junco, Papiro e Taboa obtiveram uma boa remoção deste nutriente com concentrações em 10,9; 10,2 e $10,6 \text{ mg.L}^{-1}$ respectivamente. Tendo uma eficiência de 87% no wetland Junco e Taboa e 88% no Papiro.

Observa-se que estas reações que foram representadas ocorrem porque o wetland construído possui um meio filtrante em que permite a fixação de biomassa neste, facilitando a remoção. Há de se considerar

também a necessidade das plantas por nitrogênio para seu próprio desenvolvimento, contribuindo assim também para a remoção de nitrogênio. Segundo Philippi e Sezerino (2004), a forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas é a assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio utilizadas são amônia e nitrato. De acordo com Brix (1997), a capacidade de retirada de nitrogênio – assimilação pelas plantas, e desta forma a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente na faixa de 200 a 250 Kg N.ha⁻¹.ano⁻¹). Este autor enfatiza que se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que foi previamente retirada pelas mesmas macrófitas, retornará ao meio devido a morte de seus tecidos.

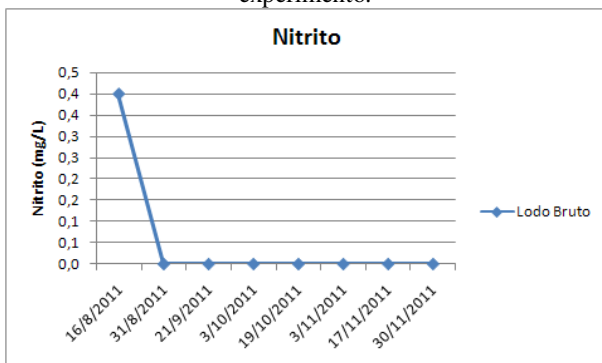
Além disto, a forma de alimentação intermitente típica de wetlands verticais favorece os processos de transformação do nitrogênio, devido à maior oxigenação obtida. Este oxigênio entra no sistema wetland por convecção e difusão atmosférica e pelas plantas.

- Nitrito e Nitrato

Após a breve explanação sobre as reações de transformação da matéria nitrogenada, seguem as Figuras 24 a 27, com os resultados obtidos no período de condução do experimento.

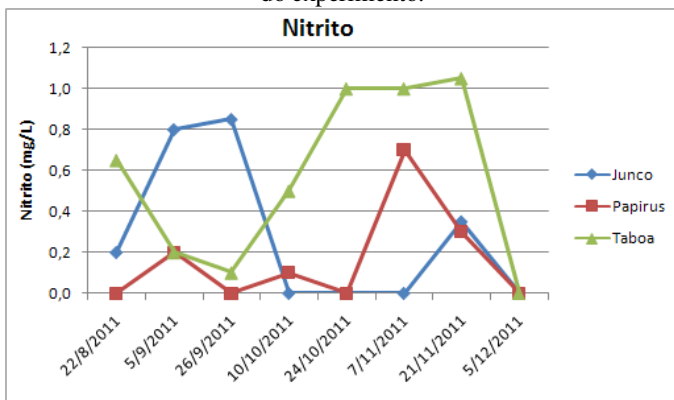
Mostram-se agora, os gráficos do lodo bruto e o efluente tratado (percolado 1).

Figura 24 - Concentração de Nitrito no lodo bruto no período de condução do experimento.



Certifica-se que o lodo bruto apresenta baixíssimas concentrações ou até mesmo nada de nitrito tendo em média $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Os resultados seguem a lógica das reações.

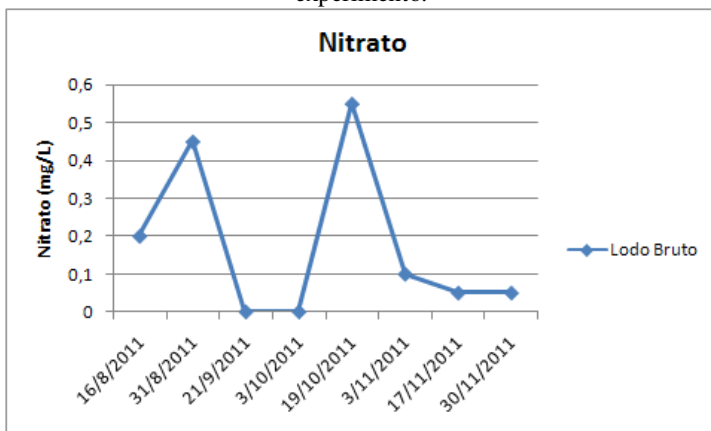
Figura 25 - Concentração de Nitrito nos três wetlands no período de condução do experimento.



Nesta última figura, na qual estão apresentadas as concentrações do nitrito no efluente, há um leve aumento justamente pelas reações estarem ocorrendo e o nitrito ser um intermediário de reação da passagem de nitrogênio amoniacal à nitrato. Os valores médios analisados nos wetlands plantados com Junco, Papyrus e Taboa foram 0,3; 0,2 e 0,6 mg.L^{-1} , respectivamente. Desta forma, está coerente o resultado. Percebe-se que as concentrações de nitrito em todos os três wetlands é baixíssima. As concentrações de nitrito em efluentes costuma ser praticamente imperceptível comparado à concentração de nitrato, isto se explica pelas bactérias responsáveis pela segunda fase da nitrificação – Nitrobacter – terem uma taxa de crescimento mais rápida que as Nitrosomonas, e assim impedirem o acúmulo de nitrito no efluente.

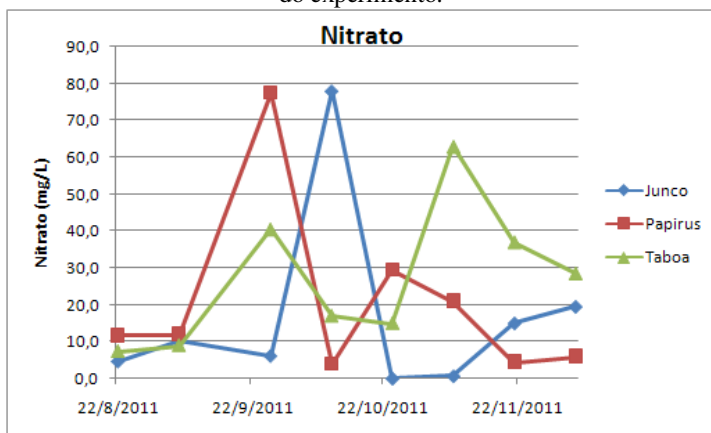
Quanto ao nitrato, apresentam-se abaixo as concentrações no lodo bruto. A média deste foi de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 26 - Concentração de Nitrato no lodo bruto no período de condução do experimento.



Conforme previsto, a concentração de nitrato é muito pequena, justamente pelas reações não terem ocorrido e praticamente todo nitrogênio presente estar na forma de nitrogênio amoniacal.

Figura 27 - Concentração de Nitrato nos três wetlands no período de condução do experimento.



Novamente, como já previsto, o aumento de nitrato no efluente tratado em relação ao lodo bruto é previsível justamente pela reação de nitrificação estar ocorrendo. Os valores médios de nitrato nos wetlands-

Junco, Papyrus e Taboa foram, respectivamente, 16,7; 20,8 e 27,2 mg.L⁻¹, respectivamente.

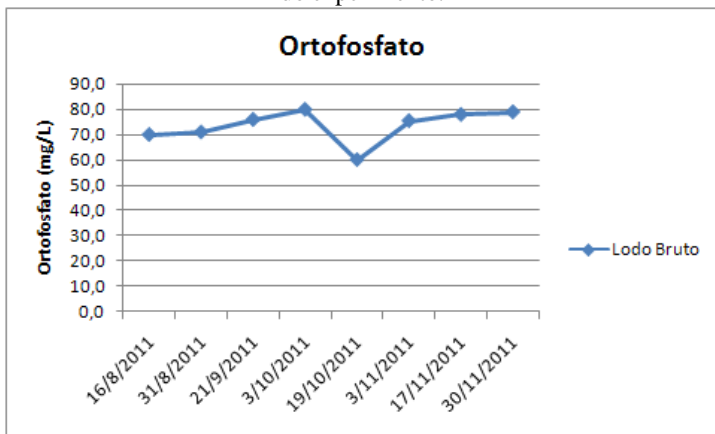
- Ortofosfato

As maiores fontes de fósforo nas águas residuárias são provenientes das excretas humanas e detergentes. Segundo Philippi e Sezerino (2004) as moléculas de fósforo são encontradas nos efluentes tanto na forma orgânica – proteínas, lipídios e aminoácidos, como na forma inorgânica – ortofosfatos e polifosfatos. Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) são mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico sem maiores quebras.

Nos wetlands construídos, a maior partedo fósforo fica retido no leito juntamente com a fração sólida do lodo desaguado.

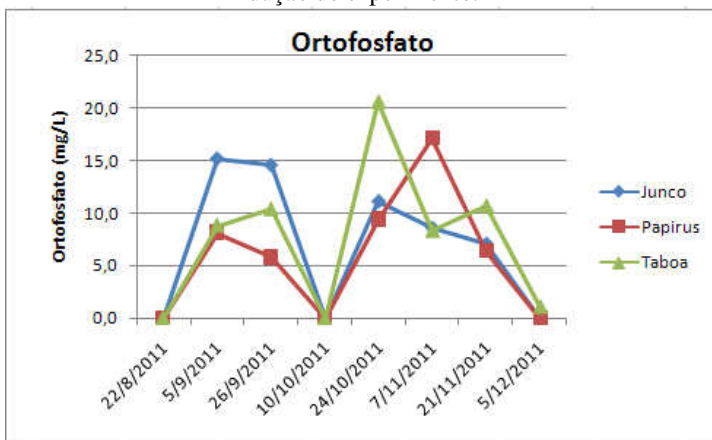
Seguem os gráficos do lodo séptico bruto e as análises do efluente.

Figura 28 - Concentração de Ortofosfato no lodo bruto no período de condução do experimento.



O valor médio de ortofosfato no lodo bruto foi de 73,7mg.L⁻¹, tendo valor máximo de 80,0 mg.L⁻¹ e mínimo de 60,0 mg.L⁻¹.

Figura 29 - Concentração de Ortofosfato nos três wetlands no período de condução do experimento.



Quanto aos efluentes, os valores apresentados foram: Junco com valor máximo de $15,2 \text{ mg.L}^{-1}$, mínimo de $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e média em $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Papyrus com máximo em $17,2 \text{ mg.L}^{-1}$, mínimo em $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e média $5,9 \text{ mg.L}^{-1}$. E por fim Taboa com máximo em $20,7 \text{ mg.L}^{-1}$, mínimo em $0,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e média de $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Percebe-se uma eficiência de remoção deste nutriente no wetland plantado com Junco e Taboa de 90% e do Papyrus 92%.

4.3 CARACTERIZAÇÃO DO LÍQUIDO PERCOLADO 2

Dando continuidade ao tratamento do lodo bruto, após o TDH de 6 dias para o lodo gerando o percolado 1, recircula-se o percolado para dentro dos wetlands, com TDH de 6 dias também, gerando o efluente percolado2.

Analisa-se agora, a eficiência de realizar-se o processo da recirculação.

Destaca-se que os resultados foram afetados no dia 28/11/11, pois o wetland plantado com Taboa não desaguou, impedindo desta forma a análise do efluente gerado.

4.3.1 pH

Tabela 18 - pH Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	5,8	5,5	5,6
Máximo	6,1	5,9	5,9
Mínimo	5,2	5,2	5,3
Desvio padrão	0,3	0,2	0,3
Nº de amostragens	7	7	6

4.3.2 Alcalinidade (mg.L⁻¹)

Tabela 19 - Alcalinidade Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	62,0	35,4	42,8
Máximo	122,0	82,0	134,0
Mínimo	16,0	14,0	15,0
Desvio padrão	33,7	24,2	48,0
Nº de amostragens	7	7	6

4.3.3 DQO (mg.L⁻¹)

Tabela 20 - DQO Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	120,1	137,9	153,2
Máximo	196,0	214,0	236,0
Mínimo	82,0	77,0	66,0
Desvio padrão	37,9	50,3	63,6
Nº de amostragens	7	7	6

4.3.4 Nitrogênio Amoniacal (mg.L⁻¹)

Tabela 21 - Nitrogênio Amoniacal Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	3,99	5,01	8,33
Máximo	8,50	10,5	14,5
Mínimo	1,85	2,60	2,35
Desvio padrão	2,89	2,67	5,06
Nº de amostragens	7	7	6

4.3.5 Nitrito (mg.L⁻¹)

Tabela 22 - Nitrito Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	0,07	0,06	0,07
Máximo	0,20	0,30	0,35
Mínimo	0,00	0,00	0,00
Desvio padrão	0,10	0,11	0,14
Nº de amostragens	7	7	6

4.3.6 Nitrato (mg.L⁻¹)

Tabela 23 - Nitrato Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	19,00	21,33	18,58
Máximo	63,0	36,0	32,5
Mínimo	1,00	5,50	10,00
Desvio padrão	23,23	11,54	7,50
Nº de amostragens	6	6	6

4.3.7 Ortofosfato

Tabela 24 - OrtofosfatoPercolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	0,68	1,68	2,28
Máximo	2,65	7,90	11,10

Mínimo	0,00	0,00	0,00
Desvio padrão	1,12	3,17	4,44
Nº de amostragens	6	6	6

4.3.8 Sólidos Totais (mg.L⁻¹)

Tabela 25 - Sólidos Totais Percolado 2 Junco

	F JUNCO		
	ST	STF	STV
Média	663,0	483,3	189,7
Máximo	1176,3	902,5	273,8
Mínimo	425,7	245,0	100,0
Desvio padrão	277,1	243,7	52,8
Nº de amostragens	7	7	7

Tabela 26 - Sólidos Totais Percolado 2 Papiro

	F PAPIRUS		
	ST	STF	STV
Média	544,7	355,6	189,1
Máximo	741,3	553,8	237,5
Mínimo	338,8	160,0	131,3
Desvio padrão	138,5	134,4	31,5
Nº de amostragens	7	7	7

Tabela 27 - Sólidos Totais Percolado 2 Taboa

	F TABOA		
	ST	STF	STV
Média	439,9	280,1	159,8
Máximo	556,3	383,8	241,3
Mínimo	287,5	156,3	96,3
Desvio padrão	113,9	90,5	59,2
Nº de amostragens	6	6	6

4.3.9 Sólidos Suspensos (mg.L^{-1})

Tabela 28 - Sólidos Suspensos Percolado 2

	F JUNCO	F PAPIRUS	F TABOA
Média	12,4	16,7	28,5
Máximo	18,5	36,5	49,5
Mínimo	7,0	8,0	10,0
Desvio padrão	4,9	10,8	17,1
Nº de amostragens	7	7	6

Na Tabela 29 apresenta-se a comparação de valores analisados do Percolado 1 e Percolado 2 do wetland plantado com Junco.

Tabela 29 - Comparação Junco Percolado1 e Percolado 2

Parâmetro	Dado	Junco Percolado1	Junco Percolado 2
pH	Média	5,75	5,78
	Desvio Padrão	0,32	0,29
Alcalinidade (mg.L^{-1})	Média	77,75	62,00
	Desvio Padrão	17,15	33,74
Sólidos Totais (mg.L^{-1})	Média	753,53	662,96
	Desvio Padrão	238,80	277,10
Sólidos Suspensos (mg.L^{-1})	Média	34,59	12,43
	Desvio Padrão	8,95	4,87
DQO (mg.L^{-1})	Média	197,50	120,14
	Desvio Padrão	54,13	37,86
$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (mg.L^{-1})	Média	10,88	3,99
	Desvio Padrão	4,95	2,89
$\text{NO}_2^- \text{-N}$ (mg.L^{-1})	Média	0,28	0,07
	Desvio Padrão	0,36	0,10
$\text{NO}_3^- \text{-N}$ (mg.L^{-1})	Média	16,7	19,00
	Desvio Padrão	25,7	23,23
$\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ (mg.L^{-1})	Média	7,05	0,68

Parâmetro	Dado	Junco Percolado1	Junco Percolado 2
	Desvio Padrão	6,43	1,12

Na Tabela 30 está apresentada a comparação de valores analisados do Percolado 1 e Percolado 2 do wetland plantado com Papiro.

Tabela 30 - Comparação Papiro Percolado1 e Percolado 2

Parâmetro	Dado	Papiro Percolado1	Papiro Percolado 2
pH	Média	5,69	5,52
	Desvio Padrão	0,17	0,25
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Média	48,75	35,43
	Desvio Padrão	19,85	24,25
SólidosTotais (mg.L ⁻¹)	Média	560,44	544,73
	Desvio Padrão	87,95	138,53
SólidosSuspensos (mg.L ⁻¹)	Média	37,06	16,71
	Desvio Padrão	14,17	10,76
DQO (mg.L ⁻¹)	Média	188,75	137,86
	Desvio Padrão	61,85	50,26
NH ₄ ⁺ -N (mg.L ⁻¹)	Média	10,21	5,01
	Desvio Padrão	4,09	2,67
NO ₂ ⁻ -N (mg.L ⁻¹)	Média	0,16	0,06
	Desvio Padrão	0,24	0,11
NO ₃ ⁻ -N (mg.L ⁻¹)	Média	20,78	21,33
	Desvio Padrão	24,55	11,54
PO ₄ ³⁻ -P(mg.L ⁻¹)	Média	5,86	1,68
	Desvio Padrão	5,96	3,17

Na Tabela 31 está apresentada a comparação de valores analisados do Percolado 1 e Percolado 2 do wetland plantado Taboa.

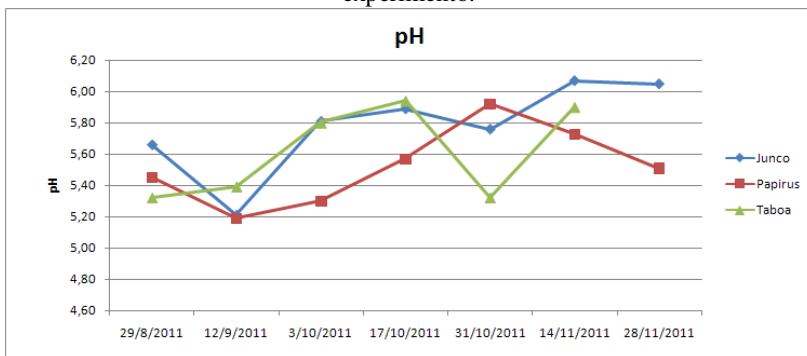
Tabela 31 - Comparação Taboa Percolado1 e Percolado 2

Parâmetro	Dado	Taboa Percolado1	Taboa Percolado 2
pH	Média	5,80	5,61
	Desvio Padrão	0,14	0,30
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	Média	57,75	48,40
	Desvio Padrão	27,93	51,51
SólidosTotais (mg.L ⁻¹)	Média	592,41	439,91
	Desvio Padrão	126,89	113,89
SólidosSuspensos (mg.L ⁻¹)	Média	60,32	28,50
	Desvio Padrão	36,09	17,02
DQO (mg.L ⁻¹)	Média	205,13	153,17
	Desvio Padrão	71,00	63,57
NH ₄ ⁺ -N (mg.L ⁻¹)	Média	10,58	8,33
	Desvio Padrão	5,79	5,06
NO ₂ ⁻ -N (mg.L ⁻¹)	Média	0,56	0,07
	Desvio Padrão	0,43	0,14
NO ₃ ⁻ -N (mg.L ⁻¹)	Média	27,17	18,58
	Desvio Padrão	19,03	7,50
PO ₄ ³⁻ -P(mg.L ⁻¹)	Média	7,50	2,28
	Desvio Padrão	7,05	4,44

- pH e Alcalinidade

A Figura 30 apresenta o gráfico do comportamento do pH nos três wetlands construídos.

Figura 30 - Comportamento do pH nos três wetlands no período de condução do experimento.

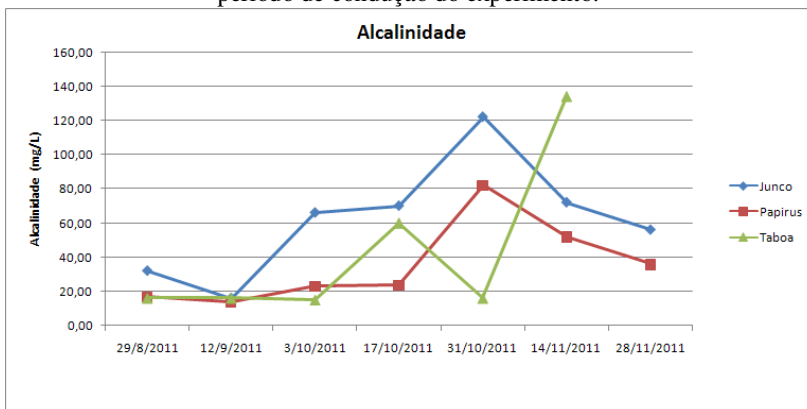


Os valores médios de pH encontrados para os wetlands plantados com Junco, Papyrus e Taboa foram: 5,78; 5,52 e 5,61; respectivamente.

Neste gráfico, observa-se uma mudança quase imperceptível do pH no efluente retirado dos três wetlands. Eles se mantiveram abaixo de 6,0 na faixa entre 5,60 a 5,80.

Pode-se afirmar, neste caso, que a recirculação do percolado para os três wetlands não modificou a acidez do efluente.

Figura 31 - Comportamento da alcalinidade total nos três wetlands no período de condução do experimento.



Da mesma forma, como o pH e a Alcalinidade são parâmetros analisados em conjunto, a mesma não modificou bruscamente, porém abaixou um pouco a concentração em relação ao percolado 1 e conse-

quentemente ao lodo bruto. Isto indica que as reações de nitrificação e desnitrificação ainda estão ocorrendo, apresentando consumo de alcalinidade.

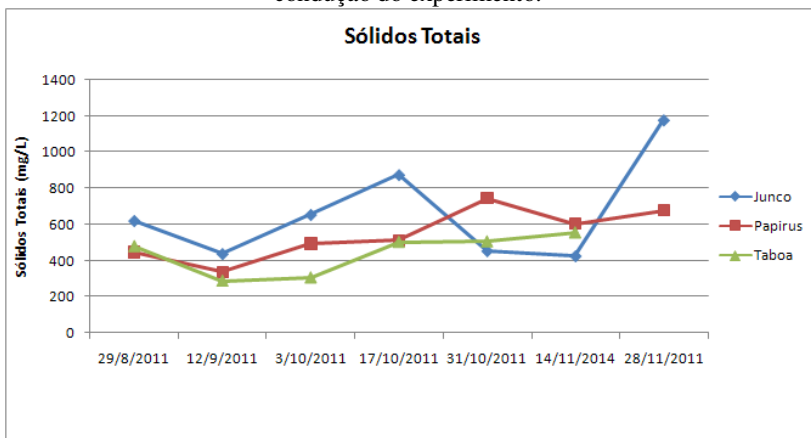
Os valores médios apresentados dos wetlands plantados com Junco, Papyrus e Taboa foram, respectivamente: 62,00; 35,43 e 48,40 mg.L^{-1} .

- Sólidos Totais

Os sólidos totais também apresentaram diminuição de concentração em relação ao efluente percolado 1 nos três wetlands construídos.

Os valores médios apresentados do wetland com Junco, Papyrus e Taboa foram, respectivamente: 663,0 mg.L^{-1} , 544,7 mg.L^{-1} e 439,9 mg.L^{-1} .

Figura 32 - Concentração de Sólidos Totais nos três wetlands no período de condução do experimento.



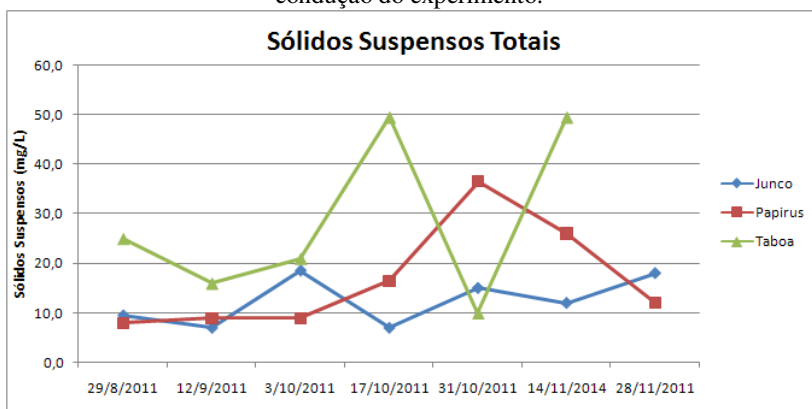
A concentração de sólidos totais nos percolados 2 dos três wetlands construídos apresentaram redução. Comparando o efluente final (percolado 2) com o percolado 1, obteve-se uma eficiência de remoção de Sólidos para Junco, Papyrus e Taboa de 12%, 3% e 26%, respectivamente. Percebe-se uma remoção de sólidos do percolado 1 para o percolado 2, porém tratar mais uma vez o efluente em prol de melhoria de remoção deste parâmetro não demonstrou uma ação de expressiva melhoria, pois o produto do primeiro tratamento – percolado 1 – apresentou

uma eficiência de remoção de 93% para Junco, 95% para Papyrus e 94% para Taboa, como já mencionado.

- Sólidos Suspensos Totais

Este parâmetro só pôde ser comparado entre o efluente percolado 1 e o efluente percolado 2, pois os SS não foram analisados no lodo bruto.

Figura 33 - Concentração de Sólidos Suspensos nos três wetlands no período de condução do experimento.



Os valores médios analisados para o Junco, Papyrus e Taboa foram, respectivamente: $12,4 \text{ mg.L}^{-1}$, $16,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $28,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Estes valores, comparados ao percolado 1, representam uma eficiência de remoção de SS de 64%, 55% e 53%, respectivamente.

Em relação à remoção deste parâmetro, a recirculação mostrou-se uma boa opção.

- DQO

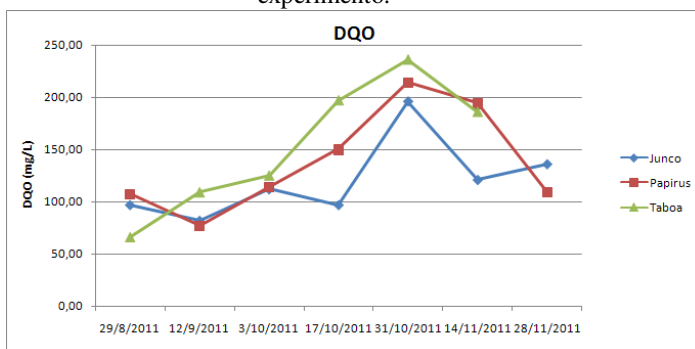
Segundo Von Sperling (1996) e como já relatado anteriormente, a matéria orgânica contida nos efluentes quando lançada em corpos d'água, causa a diminuição do oxigênio dissolvido do meio devido aos processos metabólicos dos microorganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, sendo este consumo de oxigênio dissolvido o principal problema de poluição das águas.

Portanto, com a recirculação do percolado para os três wetlands construídos, o consumo de oxigênio continua, pois há degradação de matéria pelos microorganismos que utilizam o O_2 para tal.

Observa-se, pelos valores médios apresentados, que a DQO do percolado 2 possui a menor concentração, apresentando valores de: $120,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (Junco); $137,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (Papyrus) e $153,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (Taboa). Tendo como valores máximo e mínimo, respectivamente para o wetland plantado com Junco de $196,0$ e $82,0 \text{ mg.L}^{-1}$, para o Papyrus $214,0$ e $77,00 \text{ mg.L}^{-1}$ e para o Taboa de $236,0$ e $66,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Analisando-se a eficiência de remoção de DQO do efluente percolado 1 para o percolado 2 observa-se uma razoável melhora. Para os wetlands plantados com Junco, Papyrus e Taboa observou-se, respectivamente: 39,12%, 27,0% e 25,3% de remoção.

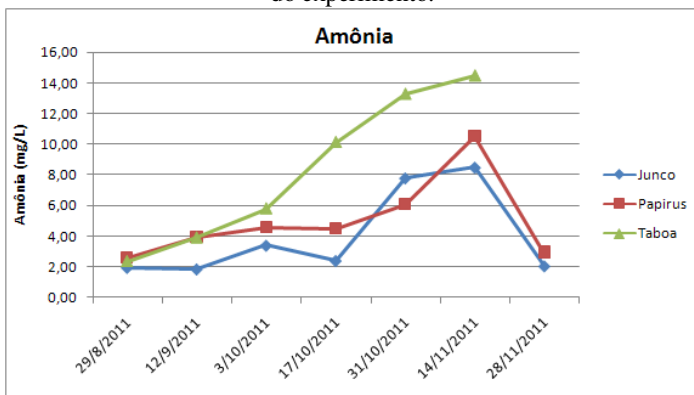
Figura 34 - Concentração de DQO nos três wetlands no período de condução do experimento.



- Nitrogênio Amoniacal

A Figura 35 apresenta o gráfico da concentração de amônia nos três wetlands construídos.

Figura 35 - Concentração de Amônia nos três wetlands no período de condução do experimento.



O nitrogênio amoniacal no efluente percolado 2 obteve uma grande queda, de acordo com o esperado. Os valores médios resultantes para o wetland plantado com Junco, Papyrus e Taboa foram: $3,99 \text{ mg.L}^{-1}$, $5,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $8,33 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Os valores máximos e mínimos, respectivamente: $8,50 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,85 \text{ mg.L}^{-1}$ (Junco), $10,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,60 \text{ mg.L}^{-1}$ (Papyrus) e $14,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,35 \text{ mg.L}^{-1}$ (Taboa).

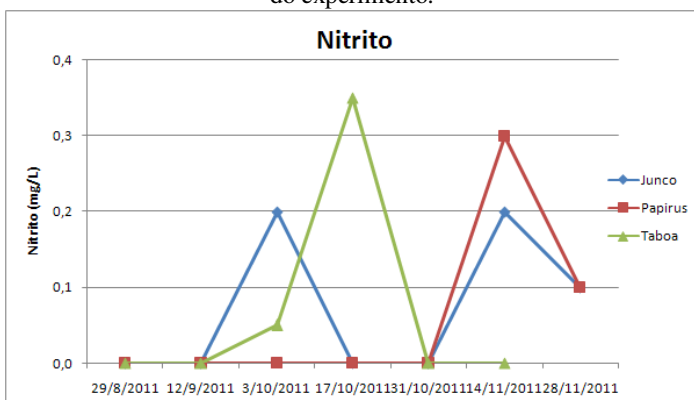
Analisando-se o efluente percolado 1 com o percolado 2, observa-se uma eficiência de remoção de amônia para o efluente do Junco de 63,4%, 50,9% para o Papyrus e 21,4% para Taboa.

A diminuição de nitrogênio amoniacal é esperada, pois lançamos o percolado 1 novamente dentro do sistema wetland para diminuir ainda mais sua carga orgânica, e tendo-se oxigênio disponível para tal, as reações ocorrem removendo este nutriente do efluente.

-Nitrito e Nitrato

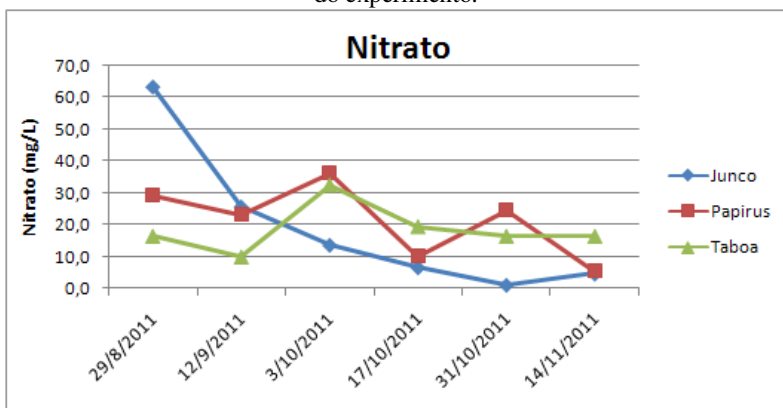
A Figura 36 apresenta a concentração de nitrito nos três wetlands.

Figura 36 - Concentração de Nitrito nos três wetlands no período de condução do experimento.



Os valores resultantes de nitrito no percolado 2 originado do wetland plantado com Junco, Papyrus e Taboa foram respectivamente: $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,07 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 37 - Concentração de Nitrato nos três wetlands no período de condução do experimento.



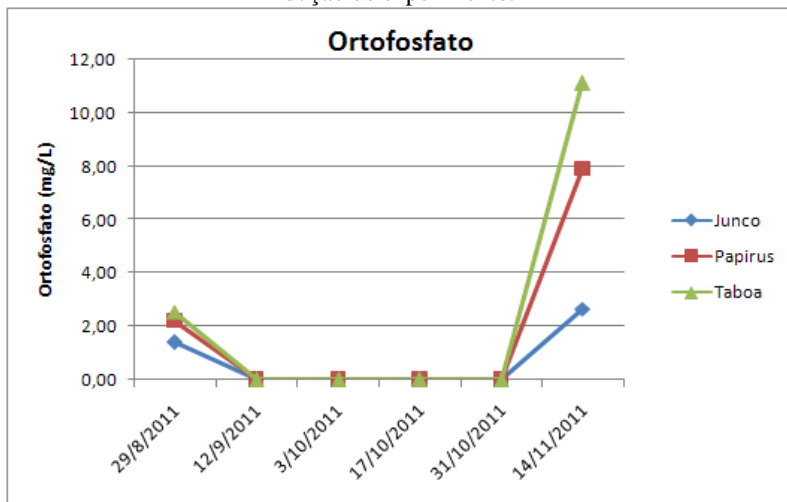
Os valores médios resultantes de nitrato no percolado 2 originado do wetland plantado com Junco, Papyrus e Taboa foram os seguintes: $19,0 \text{ mg.L}^{-1}$, $21,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $18,6 \text{ mg.L}^{-1}$. Tendo como valor máximo e mínimo, respectivamente de $63,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,00 \text{ mg.L}^{-1}$ (Junco), $36,0$

mg.L^{-1} e $5,50 \text{ mg.L}^{-1}$ (Papyrus) e, por fim, $32,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (Taboa).

Para o wetland plantado com Junco e Papyrus, percebe-se um leve aumento da concentração de nitrato no efluente, isto ocorreu porque provavelmente quantidades de amônia que estavam “capturadas” dentro do wetland foram nitrificadas nesta segunda passagem dos efluentes, aumentando a concentração de nitrato no percolado 2. Na Taboa, de outra forma, manteve-se a diminuição do mesmo, tendo uma eficiência de remoção de 31,7% o que indica uma desnitrificação da amônia.

- Ortofosfato

Figura 38 - Concentração de Ortofosfato nos três wetlands no período de condução do experimento.



Os valores analisados no efluente percolado 2 dos wetland plantados com Junco, Papyrus e Taboa resultaram em: $0,68 \text{ mg.L}^{-1}$, $1,68 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,28 \text{ mg.L}^{-1}$. Observou-se uma eficiência de remoção de ortofosfato do percolado 1 para o percolado 2 de cada um dos três wetlands em: 90,4%, 71,5% e 69,6%.

Essa diminuição é esperada, pois com o lançamento do percolado 1 novamente nos wetlands, as plantas que necessitam do ortofosfato para seu próprio metabolismo, retiram-no novamente do efluente, e a maior parte fica retida no lodo acumulado dos wetlands.

4.4 COMPARAÇÃO DE WETLANDS PLANTADOS COM JUNCO, PAPIRUS E TABOA

Em uma comparação dos efluentes gerados, percolados 1 e percolados 2, pode-se fazer uma avaliação da melhor planta indicada para um tratamento de efluentes em wetlands construídos com recirculação.

Para poder avaliar qual das macrófitas foi a mais eficaz, tomou-se como parâmetro de avaliação a remoção de ST, DQO, NH_4 , NO_3 e PO_4 .

Analizando-se o total de parâmetros que cada planta foi eficiente para a redução da concentração de poluentes, pode-se dizer que os resultados foram muito semelhantes.

No wetland plantado com Junco, teve-se as maiores eficiências de remoção para DQO, NH_4 e PO_4 .

No wetland plantado com Taboa, as maiores eficiências de remoção foram para Nitrato e Sólidos Totais.

O wetland plantado com Papiro não obteve os maiores valores percentuais de eficiência de remoção. Contudo, deve-se considerar que as eficiências dos três wetlands plantados com diferentes macrófitas foram muito próximos, mostrando que as três plantas são adequadas para o tratamento de lodo séptico com recirculação em sistemas tipo wetlands.

4.5 AVALIAÇÃO DO PERCOLADO 2 COM OS VALORES PERMITIDOS PELAS LEGISLAÇÕES NACIONAIS E ESTADUAIS

De todos os parâmetros analisados, somente pH e Amônia tem seus valores máximos permitidos (VMP) descritos na Legislação Estadual 14.675/2009 e na resolução CONAMA 430/2011.

Segue, na Tabela 32 os valores analisados no percolado 2 e os VMP.

Tabela 32 - VMP em Legislação

Parâmetro	Junco	Papirus	Taboa	VMP
pH	5,78	5,52	5,61	6 <pH< 9*
NH ₄ ⁺ -N (mg.L ⁻¹)	3,99	5,01	8,33	20,0mg.L ⁻¹ **
DBO (mg.L ⁻¹)	96,11	110,3	122,5	< 60 mg.L ⁻¹ ou 80% de remoção*

* Legislação Estadual 14.675/2009

** CONAMA 430/2011

O pH no valor em que se apresenta não pode ser lançado em corpos d'água.

Quanto ao parâmetro nitrogênio amoniacal, obteve-se uma boa remoção resultando em um valor dentro do permitido pela legislação, podendo ser lançado em corpos d'água.

O valor de DBO não foi analisado diretamente, porém com características de efluente doméstico adota-se na relação DBO/DQO o valor de 0,8. Com este coeficiente pode-se calcular a DBO dos percolados 2 dos três wetlands, sendo portanto, 96,1 mg.L⁻¹ (Junco), 110,3 mg.L⁻¹ (Papirus) e 122,5 mg.L⁻¹ (Taboa).

A eficiência de remoção de DBO no wetland construído plantado com Junco, Papirus e Taboa foi de 99% nos três wetlands, estando dentro do permitido com uma eficiência de remoção superior a 80%.

5 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Fazendo-se uma comparação dos efluentes percolado 1 e percolado 2, pode-se avaliar a vantagem ou não da recirculação. Iniciando pelo parâmetro pH não houve modificação significativa nos efluentes percolados 1 e 2. Neste caso, a recirculação para o pH acabou sendo desnecessária.

Quanto ao parâmetro DQO, a recirculação nos três wetlands construídos apresentou uma eficiência representativa de 39% no wetland com Junco, 27% no Papirus e 25% no Taboa. Mesmo a eficiência de remoção tendo sido de 99% do lodo bruto para o percolado 1 nos três wetlands, a recirculação promove uma diminuição a mais de carga orgânica, sendo expressiva e justificável, portanto.

No parâmetro nitrogênio amoniacal as eficiências foram tão expressivas quanto na DQO. Observa-se uma eficiência de remoção de amônia para o efluente do Junco de 63%, 51% para o Papirus e 21% para Taboa.

No parâmetro nitrato do percolado 1 para o percolado 2 teve-se um aumento da concentração de nitrato nos wetlands plantados com Junco e Papirus. No wetland com Taboa a eficiência da recirculação foi de 32%.

Quanto ao ortofosfato, a eficiência da recirculação foi de 90% para o wetland com Junco, 72% para o wetland com Papirus e 70% para o wetland com Taboa.

E por último, os Sólidos Totais nos wetlands construídos representaram uma remoção de 12% (Junco), 2,8% (Papirus) e 26% no Taboa.

Há relevância nesta pesquisa para o tratamento de lodos com recirculação, pois muitos dos sistemas que se utilizam de wetlands construídos para tratamento de lodos geram efluentes fora dos padrões determinados em legislação. A recirculação foi o ponto chave para mostrar-se que lançar novamente o efluente gerado para dentro do mesmo sistema ocasionará reações que permitirão a diminuição da matéria orgânica (DQO), compostos de nitrogênio e fósforo do efluente.

Pode-se dizer que a recirculação promoveu um tratamento extra do efluente gerado da percolação do lodo, gerando um efluente mais seguro para ser descartado no meio ambiente.

A carga de lodo aplicada ($150 \text{ kgTS.m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$), embora considerada alta para ser aplicada em alguns países, permitiu bons resultados nas condições climáticas estudadas.

Observando-se todos estes parâmetros, a recirculação apenas não apresentou significativas remoções nos sólidos totais, e houve um aumento de nitrato nos wetlands plantados com Junco e Taboa. De qualquer forma, em relação aos outros parâmetros a remoção foi expressiva, demonstrando a eficácia da implantação de um sistema de wetlands-construídos com recirculação de efluentes.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. 301p.
- ANDREOLI, Cleverson V.; VON SPERLING, Marcos; FERNANDES, Fernando. **Lodo de Esgotos: tratamento e disposição final: Lodo de Esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: UFMG, 2001. 484 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; 6).
- ANDREOLI, Cleverson V. et al. **Alternativas de Uso de Resíduos de Saneamento**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 417 p. (Projeto PROSAB).
- ANDREOLI, Cleverson V. et al. **Lodo de Fossa Séptica: Lodo de Fossa e Tanque Séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 388 p. (PROSAB, 6).
- BEGG, J.S., LAVIGNE, R.L., VENEMAN, P.L.M., 2001. **Reed beds: constructed wetlands for municipal wastewater treatment plant sludge dewatering**. Water Science and Technology 44 (11–12), 393–398.
- BRIX, H. (1993). **Constructed wetlands for water quality improvement**. By Moshiri, G.A. CRC Press, Inc. ISBN.
- BRIX, H. **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Science Technology, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- BURGOON, P.S., KIRKBRIDE, K.F., HENDERSON, M., LANDON, E., 1997. **Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States**. Water Science and Technology 35 (5), 287–292.
- CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Segrac, 1997. 380 p. Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 5.
- COOPER et al. **Histórico e Classificação dos Sistemas Wetlands**. In: PHILIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de

Filtros Plantados com Macrófitas. Florianópolis: Edição do Autor, 2004. 144 p.

COOPER, P.F., Job, G.D., Green, M.B. and Shutes, R.B.E. (1996). **Reed beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRC publications.

DASS, P., VYMAZAL, J. (Eds.), **Proceedings of the 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Indore, India.

De MAESENEER, J.L., 1997. **Constructed wetland for sludge dewatering**. Water Science and Technology 35 (5), 279–285.

EDWARDS, J.K., Gray, K.R., Cooper, D.J., Biddlestone, A.J., Willoughby, N., 2001. **Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries**. Water Sci. Technol. 44 (11–12), 551–558.

FURTADO, D. F. de C. **Caracterização de Lodo de Tanque Séptico e Tratamento em Filtros Plantados com Macrófitas**. 2012. 101 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2012.

GAGNON, V. et al. **Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland**. Water Research, Montréal, n. ,p.5305-5315, 14 jul. 2012.

GIRALDI, D., MASCIANDARO, G., PERUZZI, E., BIANCHI, V., PERUZZI, P., CECCANTI, B., IANNELLI, R., 2008. **Hydraulic and biochemical analysis on real scale sludge consolidation reed beds in Tuscany (Italy)**. In: Billore, S.,

HARDEJ, M., OZIMEK, T., 2002. **The effect of sewage sludge flooding on growth and morphometric parameters of *Phragmites australis* (cav.) Trin.exSteudel**. Ecological Engineering 18, 343–350.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: Crc Press, 2008.

KENGNE NOUMSI, I.M., AMOUGOU, A., BEMMO, N., STRAUSS, M., TROESCH, S., NTEP, F., TSAMA NJITAT, V., NGOUTANE PARE, M., KONE, D., 2006. **Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinachloa pyramidakis* (LAM.) Hitchc. and Chase for faecal sludge treatment in tropical regions.** In: Dias, V., Vymazal, J. (Ed.), Proceedings of the Conference on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, Lisbon, Portugal.

KIM, B.J., SMITH, E.D., 1997. **Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems.** Water Science and Technology 35 (6), 21–28.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. **Preliminary guidelines for design and operation of constructed wetlands treating septage.** In: International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment. Thailand, EAWAG/SANDEC, 1999.4 p.

KOOTTATEP, T., POLPRASERT, C., OANH, N.T.K., SURINKUL, N., MONTANGERO, A., STRAUSS, M., (2002). **Constructed wetlands for septage treatment – towards effective faecal sludge management.** Avignon, France, p. 719–735.

LIÉNARD, A., DUCHÈNE, P., GORINI, D., 1995. **A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds.** WaterSci. Technol. 32 (3), 251–261.

MAGRI, M. E.; **Nitrificação e pré-desnitrificação de esgoto sanitário no sistema: tanque anóxico + decanto-digestor + biofiltro aerado submerso com cascas de ostras como meio suporte.** 144 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2009.

MELIDIS, P. et al. **Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland.** Desalination, Xanthi, n. ,p.395-398, 17 out. 2009.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 4. ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 2004.

MOTA, F. S. B. et al. Esgoto: **Nutrientes de Esgoto Sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 428 p. (PROSAB, 2).

NASSAR, A.M., SMITH, M., AFITI, S., 2006. **Sludge dewatering using the reed bed systems in the Gaza Strip, Palestine**. Water and Environmental Journal 20, 27–34.

NIELSEN, S., 2003. **Sludge drying reed beds**. Water Sci. Technol. 48 (5), 101–109.

NIELSEN, S. WILLOUGHBY, N. **Sludge treatment and drying reed bed systems in Denmark**. Water and Environmental Journal. Vol. 19, n.º 4, p. 296-295, 2007 .

NIELSEN, S. (2010). **Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems**. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 720-727.

OBARSKA-PEMPKOWIAC, H., TUSZYNSKA, A., SOBOCINSK, Z., 2003. **Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems**. Water Science and Technology 48 (5), 111–117.

PEMPKOWIAC, J., OBARSKA-PEMPKOWIAC, H., 2002. **Long-term changes in sewage sludge stored in a reed bed**. Science of the Total Environment 297, 59–65.

PEREIRA, J. A. R.; PIMENTEL, A. C.; SANTOS, A.; NAKAZATO, C. D.; MUNIZ, S. T. G. **Gestão de lodo de fossa/tanque séptico**. In: ANDREOLI, C. V. (coord.) Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p. 283-326.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de Filtros Plantados com Macrófitas**. Florianópolis: Edição do Autor, 2004. 144 p.

PHILIPPI et al. **Alternativas de gerenciamento seguro de lodos de esgotos sob a ótica do saneamento descentralizado**. Florianópolis: Funasa, 2011. 214 p.

PLATZER, Christoph et al. **Dimensionamento de Wetland de fluxo vertical com nitrificação – Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas de Brasil.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007, Belo Horizonte. Florianópolis: Abes, 2007. p. 1 - 7. Disponível em: <http://www.susana.org/docs_ccbk/susana_download/2-944-es-wetland-de-fluxo-vertical-2007.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2014.

PLATZER, Christoph; HOFFMANN, Heike; CARDIA, Wesley. **O Wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical.** In: ECOSAN, 2007, Fortaleza. Florianópolis: 2007. p. 1 - 8. Disponível em: <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/ponencias/O_WETLAND_COMO_COMPONENTE_DE_ECOSAN.pdf>. Acesso em: 11 mar. 2014.

PROSAB (2006). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** ABES, Rio de Janeiro, 428p.

PROSAB (1999). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e por Disposição Controlada no Solo.** ABES, Rio de Janeiro, 464p.

SILVA, S. M. C. P. et al. **Principais contaminantes do lodo.** In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

STEFANAKIS, Alexandros I.; TSIHRINTZIS, Vassilios A.. **Dewatering mechanisms in pilot-scale Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters.** Chemical Engineering Journal, Xanthi, n. ,p.430-443, 31 maio 2011.

SUMMERFELT, S.T., ADLER, P.R., GLENN, D.M., KRETSCHMANN, R.N., 1999. **Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands.** Aquacultural Engineering 19, 81–92.

SUNTTI, Carla. **Desaguamento de Lodo de Tanque Séptico em Filtros Plantados com Macrófitas.** 2010. 117 f. Dissertação (Mestrado) -

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2010.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. **Filtros Plantados com Macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, v. 16, n. 1, p.63-72, 02 mar. 2011.

TROESCH, S., LIENARD, A., MOLLE, P., MERLIN, G., ESSER, D., 2008a. **Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds.** In: Billore, S., Dass, P., Vymazal, J. (Eds.), Proceedings of the 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India.

UGGETTI, E. et al. **Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art.** Bioresource Technology, Catalunha, n., p.2905-2912, 31 dez. 2009.

US EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2003). Method 3050A – **Acid digestion of sediments, sludges and soils.** Washington, D.C.

US EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US.EPA. **Guide to septage treatment and disposal.** Washington, D.C. EPA 625/R-94-002, 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Minas Gerais: UFMG, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Minas Gerais: UFMG, 1996. 211 p.

YUBO, C., TIEHENG, S., LIHUI, Z., TINGLIANG, J., LIPING, Z., 2008. **Performance of wastewater sludge ecological stabilization.** Journal of Environmental Sciences 20, 385–389.

Water Pollution Control Federation. 1990. **Natural Systems for Wastewater Treatment.** Manual of Practice FD-16, Chapter 9. Alexandria, VA.